



Analyse de la détérioration de la forêt de la Cordillère de la Costa dans le sud chilien : géomatique et modélisation prospective appliquée sur une forêt patrimoniale de la province d'Osorno (41° 15' - 41° 00' latitude Sud)

Darío Toro Balbontin

► To cite this version:

Darío Toro Balbontin. Analyse de la détérioration de la forêt de la Cordillère de la Costa dans le sud chilien : géomatique et modélisation prospective appliquée sur une forêt patrimoniale de la province d'Osorno (41° 15' - 41° 00' latitude Sud). Géographie. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II, 2014. Français. NNT : 2014TOU20068 . tel-01286217

HAL Id: tel-01286217

<https://theses.hal.science/tel-01286217>

Submitted on 10 Mar 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Université Toulouse 2 Le Mirail (UT2 Le Mirail)

Cotutelle internationale avec :

Présentée et soutenue par :
Darío TORO BALBONTIN

Le lundi 8 septembre 2014

Titre :

Analyse de la détérioration de la forêt de la Cordillère de la Costa dans le sud chilien : géomatique et modélisation prospective appliquée sur une forêt patrimoniale de la province d'Osorno (41° 15' - 41° 00' latitude Sud)

École doctorale et discipline ou spécialité :

ED TESC : Géographie et aménagement

Unité de recherche :

Laboratoire GEODE - UMR 5602/CNRS

Directeur(s) de Thèse :

Martin Paegelow (Professeur, GEODE, Toulouse)

Rapporteurs :

María Teresa Camacho Olmedo (Professeur, Université de Granada)

Víctor Quintanilla Pérez (Professeur, Université du Chili)

Autre(s) membre(s) du jury :

Claude Monteil (Maître de Conférences HDR – INP – ENSAT)

Nicolas Maestripiéri (ATER, GEODE, Toulouse)

*A Marcelita,
A Dary et Cata,
A mes parents,
A la vie*

Dans la fertilité le temps croissait.

Le jacaranda s'élevait en une écume
de chatoiements ultramarins,
l'araucaria et ses lances hérissées
était la majesté contre la neige,
l'acajou primordial : l'acajou
distillait du sang du haut de ses branches,
et au sud des alerces,
l'arbre tonnerre, l'arbre rouge,
l'arbre épineux, l'arbre matrice,
le flamboyant vermillon, l'arbre caoutchouc,
étaient volume terrestre, étaient son,
Existences territoriales.

Un nouveau parfum propagé
emplissait, par les interstices
de la terre, haleines et souffles
mués en arôme et en fumée :
le tabac sauvage dressait
son rosier d'air imaginaire.

Voici venir l'arbre, c'est l'arbre
nourri par des cadavres nus,
des morts fouettés et estropiés,
des morts aux visages troublants,
empalés au bout d'une lance,
recroquevillés dans les flammes,
décapités à coups de hache,
écartelés par les chevaux
ou crucifiés dans les églises.

Pablo Neruda



"Mosaïque de paysages du temps", de Marcela, Dario et Catalina (1990s)

Remerciements

Je tiens à exprimer mes remerciements les plus sincères à **Martin Paegelow** qui fut pour moi un directeur de thèse attentif et disponible malgré ses nombreuses charges, et qui m'a conseillé, encouragé et soutenu tout au long de la thèse avec beaucoup de patience et disponibilité, et aussi pour la confiance et amitié qu'il m'a accordé.

J'adresse un grand merci à Monsieur **Jean-Cristhian Tulet** et à Monsieur **Juan Sánchez**, qui ont fait partie de l'origine de ce sujet.

Je tiens aussi à remercier à **Gilles Selleron**, qui m'a aidé avec de sujets techniques et généraux de ma thèse.

Je remercie à ma collègue et amie **Bernardita Ladrón de Guevara** pour les facilités qu'elle m'a accordé pour comptabiliser mon travail avec ma thèse.

Je tiens aussi à remercier à **Nicolas Sáez**, qui j'adresse mes remerciements les plus sincères pour sa disponibilité, ses conseils, ses encouragements et ses qualités humaines.

Je voudrais avant tout exprimer ma profonde gratitude à **Nicolas Maestriperi**. Je le remercie pour son accueil au sein du GEODE, et aussi pour son aide avec les démarches administratives à l'université. À **Fanny Rohne** et **France Dupraz** qui m'ont aussi accueilli y conseillé.

À **Thomas Houet**, pour ses écoutes et son temps pour discuter et donner des opinions.

Merci à l'aimable **Caroline Chamoux** de s'être occupée de moi pendant les douloureux moments de corrections idiomatiques de thèse.

À **Emilie Gil**, pour son amabilité en tout moment et sa disponibilité pour m'aider.

Au géographe, **Raúl Molina**, pour ses conseils et disponibilité pour discuter les sujets de ma thèse.

Je remercie infiniment à tous les personnages de la cordillère qui m'ont accueilli chez eux, spécialement à **Enzo** et toute **sa famille**, à **Mabel**, son **Père** et son **Fils** qui n'est plus parmi nous

À tous qui ont fait partie de près ou de loin à ce travail et qui ont été dans les moments plus difficiles.

Sans oublier l'amour, le soutien permanente et l'aide de **ma Famille** malgré tous les inconvénients.

LISTE DES SIGLES

AIFBN	Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo
CIRAD	Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CIREN	Centro de Información de Recursos Naturales
CITES	Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et de Flore Sauvages Menacées d'Extinction
CM	Chaînes de Markov
CMPC	Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones
CONADI	Corporación Nacional de Desarrollo Indígena
CONAF	Corporación Nacional Forestal
CONAMA	Corporación Nacional del Medio Ambiente
COREF	Corporación de Reforestación
CORFO	Corporación de Fomento de la Producción
CORMA	Corporación Chilena de la Madera
CORMAS	Common Pool Ressource and Multi-Agent Systems
EMC	Évaluation Multicritère
EMO	Évaluation Multiobjective
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FNDR	Fondo Nacional de Desarrollo Regional
GLP	Global Land Project
GORE	Gobierno Regional
IA	Intelligence Artificielle
IGBP	International Geosphere-Biosphere Programme
IHDP	International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change
INAP	Instituto de Asuntos Públicos
INE	Instituto Nacional de Estadísticas
INFOR	Instituto Forestal
INFORSA	Industrias Forestales S.A
INIA	Instituto de Investigaciones Agropecuarias
LCS	Land Change Science
LCM	Land Change Modeller
LUC	Land Use and land cover
LUCC	Land Use and Cover Change
MINAGRI	Ministerio de Agricultura
MOFIM	Modelo Forestal Intercultural Mapuche
MOP	Ministerio de Obras Públicas
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
OIBT	Organisation Internationale des Bois Tropicaux
OIT	Organisation Internationale du Travail
OWA	Ordered Weighted Averaging
PLADECO	Plan de Desarrollo Comunal
PRODESAL	Programa de Desarrollo Local
RNA	Réseau de Neurones Artificiels
SAG	Servicio Agrícola y Ganadero
SERNAGEOMIN	Servicio Nacional de Geología y Minería
SERNATUR	Servicio Nacional de Turismo
SINIA	Système National d'Information Environnementale
SIRGAS	Sistema de Referencia Geocéntrico para las Américas
SMA	Systèmes Multi-Agents
SNASPE	Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado

SOM	Self Organizing Map
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNAB	Universidad Andrés Bello
UTM	Universal Transverse Mercator
WGS84	World Geodetic System 1984

SOMMAIRE

Introduction.....	6
Problématique de recherche	12

Partie 1

La forêt tempérée du sud continental chilien : contexte et zone d'étude

Chapitre 1. L'emplacement de la Forêt Tempérée du Chili.....	22
Chapitre 2. La cordillère littorale de la province d'Osorno et caractéristiques écologiques de la zone d'étude.....	35
Chapitre 3. La répartition de la ressource forestière dans le sud du Chili et dans la zone d'étude.....	58

Partie 2

La forêt du sud du Chili : processus, formes et agents de détérioration

Chapitre 4. Les processus et les acteurs responsables du déclin de la forêt dans le sud du Chili.....	69
Chapitre 5. Formes de détérioration de la forêt : déforestation et dégradation	92
Chapitre 6. Causes du changement de l'occupation/utilisation du sol et de la détérioration des forêts.....	103

Partie 3

La modélisation : données, méthodes et concepts

Chapitre 7. La modélisation de l'occupation et de l'usage du sol	151
Chapitre 8. Méthodes et données pour l'identification des usages du sol	190

Partie 4

La modélisation de la forêt : mise en œuvre, calibration et scénarios d'avenir

Chapitre 9. Dynamique et modélisation de l'occupation du sol de la cordillère de la Costa de la province d'Osorno	216
Chapitre 10. Validations des modèles et scénarios prospectifs	265
Chapitre 11. Des scénarios possibles	292
Conclusions generales.....	343
Bibliographie.....	348

Introduction

Les activités humaines ont des répercussions visibles à l'échelle de la planète. La plupart d'entre elles s'intensifient de façon permanente, en formant un système extrêmement complexe de relations impliquant le sol, l'air, l'eau, les glaces, les forêts, les océans, etc. Les systèmes que l'homme a développés et qui ont provoqué ces changements s'immiscent dans les interstices les plus complexes de l'organisation du système Terre : cycles des éléments fondamentaux, certains processus climatiques, organisations spatiales des écosystèmes et même dans les unités les plus élémentaires du code de la vie comme le gène. L'impact anthropique sur l'écosystème terrestre n'a cessé de croître les derniers siècles au point que les structures de la biosphère (lithosphère, hydrosphère et atmosphère) ont été sensiblement modifiées par les activités humaines directement ou indirectement ; pour de nombreux scientifiques, le système Terre est aujourd'hui dans une situation difficile à résoudre (Steffen *et al.*, 2004).

La transformation de la couverture terrestre est considérée comme l'un des processus les plus importants quand il s'agit de comprendre et de modéliser le changement global (Foley *et al.*, 2005). La plupart des transformations et des perturbations que l'Homme a provoqué dans l'environnement global s'exprime par des changements de la couverture terrestre produit de l'occupation du sol (Lambin et Geist, 2006), avec des impacts notables sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes de la planète, et des conséquences qui attendent finalement au bien-être même de l'Homme (Turner *et al.*, 2007).

Aujourd'hui, environ 50% de la surface des terres libres de glace du monde a été transformée et pratiquement toutes les terres ont été affectées, d'une façon ou d'une autre, par des processus anthropiques. Une grande partie de ce changement est une conséquence directe de l'usage des sols par l'agriculture, l'élevage, l'urbanisation et l'industrie forestière (Klein Goldewijk et Battjes 1997 *in* IGBP 2006 ; Turner *op cit.*).

La forêt, avec sa grande étendue terrestre – aujourd'hui environ 30% de la planète – n'échappe pas à cette dynamique de changement d'origine humaine. On estime que ces derniers 5 000 ans, la disparition totale de forêts dans le monde entier totalise 1 800 millions d'hectares, soit une moyenne de 360 000 hectares par an (Williams, 2002 *in* FAO, 2012). Cette déforestation s'est accélérée depuis le milieu du 20^{ème} siècle. Entre 2000 et 2010, la perte nette¹ annuelle moyenne de forêts est de 5,2 millions d'hectares, soit une perte annuelle équivalente à la surface de la République du Costa Rica (FAO, 2012).

La déforestation est un problème environnemental majeur contribuant à la perte de la biodiversité, au changement climatique et à l'érosion des sols. Dans le monde, la superficie totale des forêts selon la FAO a continué de diminuer de manière alarmante pendant ce siècle (Figure 1), bien que le rythme de perte nette soit plus lent. La régression des forêts est plus marquée dans les pays en voie de développement comme en Afrique et en Amérique du Sud qui ont les plus grandes pertes de forêts. Au milieu du siècle passé, le taux de déforestation dans des pays développés a commencé à diminuer. En Europe occidentale par exemple, le taux de déforestation

¹ Il comprend l'afforestation et l'expansion naturelle

a commencé à décliner à la fin du XIX^e siècle, et à la fin du XX^e siècle les zones de forêts en Europe s'étaient stabilisées voire commencer à augmenter (FAO, 2012).

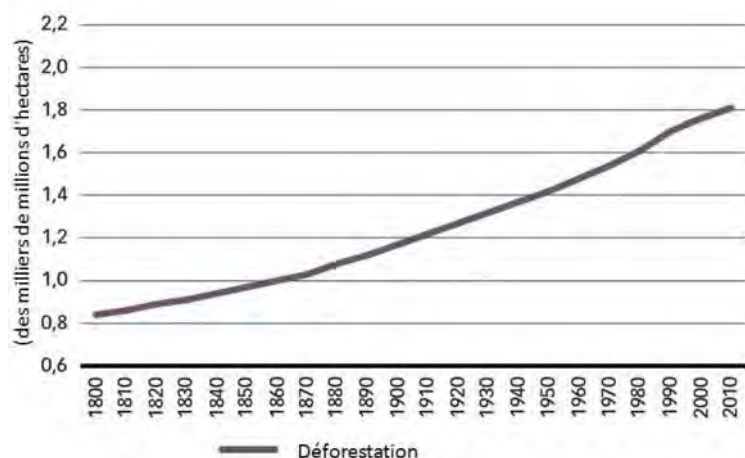


Figure 1 : Déforestation mondiale accumulée, 1800-2010 (FAO, 2012).

Esquisse de la situation des forêts en l'Amérique du Sud

Peut-être l'une des caractéristiques les plus remarquables de grande envergure de la région sud-américaine est la Cordillère des Andes, qui est déployée le long de la bordure ouest du continent, et la grande forêt du bassin amazonien. Toutefois, le sous-continent a une grande hétérogénéité d'écosystèmes et des environnements qui varient en fonction des gradients d'altitude, latitude, température et d'humidité. On y trouve des déserts chaud et froid, des steppes, des matorrales, des zones très planes et d'autres très montagneuses, et de vastes étendues des forêts, avec la forêt amazonienne au Brésil en tête. Bien que la forêt amazonienne représente la plus grande proportion de la superficie forestière dans la région, il y a une grande variété d'autres formations forestières, réparties dans des milieux très différents. On a, par exemple, les vastes plaines occupées par des forêts et des jungles de la région du Chaco, qui s'étend au nord de l'Argentine, de la Bolivie, du Paraguay et certaines régions du Brésil, ou la forêt tropicale andine, les Yungas, milieu humide qui s'étend du Pérou au nord d'Argentine, entre autres milieux forestiers.

Comparé à d'autres régions continentales, l'Amérique du Sud conserve encore beaucoup de son patrimoine naturel. Cependant, il y a une tendance à la perte rapide et à la dégradation des écosystèmes. Selon la FAO (2012), au niveau de toute l'Amérique Latine, il est probable qu'environ 75% du territoire ait été occupé par des forêts avant la colonisation européenne. Aujourd'hui, les forêts d'Amérique du Sud représentent 49 % de son territoire : une superficie de 864,35 millions d'hectares, équivalant à 21 % des forêts du monde (FAO 2011) (Figure 2). La même source indique que la région latino-américaine compte plus de la moitié des forêts primaires du monde (57 %) dont beaucoup sont situées dans des zones inaccessibles. Dans l'ensemble, les forêts restent fortement exploitées, l'extraction d'arbres a continué d'augmenter et le bois de chauffage représente plus de la moitié des extractions, alors que les plantations forestières continuent à s'étendre. L'Amérique du Sud compte parmi les régions caractérisées par le taux négatif le plus élevé de déforestation. Au cours des dernières décennies, la cause principale a été la conversion des superficies forestières en terres agricoles (*op cit.*). Cela se produit dans des

environnements bien différents : l'Amazonie, l'un des écosystèmes verts les plus importants de la planète continue à être transformée, les savanes du plateau central brésilien (le *Cerrado*) ont été particulièrement touchées par la croissance agricole. En Argentine, aujourd'hui, déjà on cultive les régions tropicales. En outre, les basses terres de la Bolivie et de la Colombie à l'intérieur voient déjà venir espaces de conquête pour l'agriculture. Dans le Chaco de Paraguay un processus très rapide de valorisation arrive (Quenan, *et al.*, 2011, p.333).

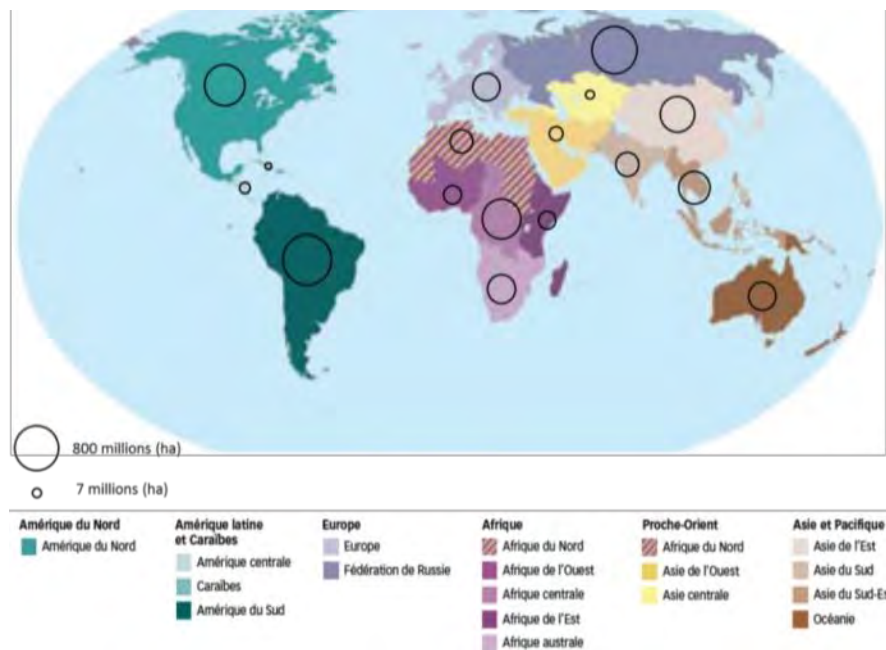


Figure 2 : Superficie forestière 2010 par grandes régions terrestres (Source : élaboré à partir des statistiques FAO, 2011).

Dans le monde, les forêts occupent actuellement environ 4 000 millions d'hectares (FAO, 2011). Le taux mondial de déforestation – brute – est estimé en 13 millions d'hectares annuelles et les forêts primaires, qui représentent 36 % de la superficie forestière totale, ont diminuée de plus de 40 millions d'hectares depuis 2000 (Figure 3). Le rythme de la déforestation mondiale entre 2000 et 2010 était de 0,13 % annuel, tandis qu'en Amérique du Sud atteint 0,45 %, soit une perte de superficie équivalente à 3 997 000 hectares. Par ailleurs, pendant que le taux de déforestation dans le monde a diminué au cours des dernières décennies, en Amérique du Sud il est resté stable (FAO, 2011).

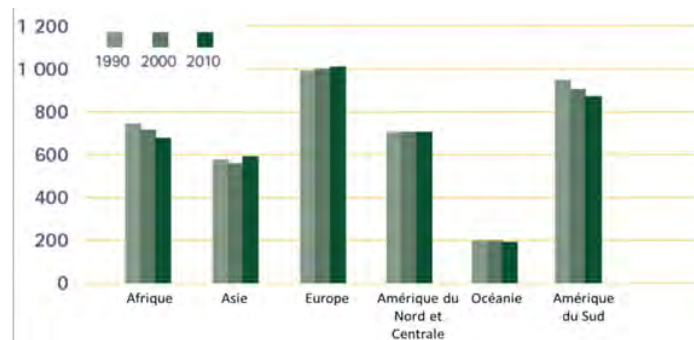


Figure 3 : Tendances de la superficie forestière des régions du monde, 1990-2010 (millions d'hectares) (Source : FAO, 2011).

La perte des forêts naturelles, est très liée à l'augmentation et remplacement des zones forestières pour l'agriculture, mais il existe aussi une forme de dégradation des forêts, que nous pourrions appeler "déforestation cachée" qui ne réduit pas la surface, mais dégrade sa structure par la coupe sélective de certaines espèces. Il s'agit d'une pratique courante en Amérique Latine: *l'exploitation du bois, souvent basée sur la sélection des espèces moins abondantes mais très rentable, ce qui conduit à une dégradation considérable des écosystèmes, en relation avec un faible volume d'extraction* (Quenan, et al., 2011, p.332).

En Amérique du Sud, les monocultures de plantations forestières commerciales sont une autre facette contribuant à la perte de forêt. Le Brésil, le Chili, l'Argentine, l'Uruguay et le Pérou sont les pays dont les plantations forestières affichent la plus forte augmentation. Le taux de croissance des plantations entre 2000 et 2010 en Amérique du Sud a été de 3,23 %, tandis qu'il a progressé en moyenne mondiale de 2,09 %. Cette augmentation de la superficie forestière des plantations dans la région, ne parvient pas à donner un sens positif aux chiffres de la déforestation et encore moins aux enjeux environnementaux, puisque même en comptabilisant les plantations le solde forestier reste négatif. En outre, souvent les plantations ont créé des systèmes homogènes qui remplacent les forêts autochtones, avec pour conséquence une perte en biodiversité. Par exemple, au Chili les plantations forestières ont remplacé des vastes zones de forêts riches en espèces endémiques.

La forêt du sud du Chili

Au Chili, les changements anthropogéniques répercutant sur la superficie de forêt naturelle ont pris une ampleur différente en fonction des différentes phases de l'évolution politique et économique nationale et internationale. Ces orientations politico-économiques ont produit des changements et des transformations progressifs marquant les espaces ruraux. Ils se sont manifestés à travers la substitution par l'agriculture, l'élevage et des plantations commerciales à croissance rapide – destinées à l'élaboration de cellulose – ainsi que par l'exploitation d'arbres pour obtenir du bois de chauffage et des produits en bois.

C'est avec l'arrivée des Espagnols que débute la destruction massive des forêts, en particulier dans la zone centrale du pays. Cependant, à partir de la fin du XIX^e siècle commence une période d'exploitation encore plus intense et une occupation des zones forestières associée à l'activité agro-pastorale des Chiliens, qui par l'appropriation des espaces précédemment occupés par le peuple Mapuche, s'étend aux forêts du sud du pays. À la moitié du XX^e siècle, la perte en

forêt est causée notamment par le début de l'industrialisation du secteur forestier. Mais l'évolution s'est de nouveau accélérée à partir de 1974, lorsque le marché est libéralisé et est décrété une nouvelle loi qui subventionne les plantations d'espèces exotiques ayant un lourd impact sur les forêts par le remplacement et la transformation de la couverture autochtone (Armesto *et al.*, 1994 ; Donoso et Lara, 1996 ; Donoso et Otero, 2005). Le résultat final : une forêt très réduite (Lara *et al.*, 1999 ; 2012) et fragmentée (Echeverría *et al.*, 2006 ; 2007). On estime qu'en 1550 il y avait au Chili une surface de 18,4 millions d'hectares (Lara, *op cit.*) contre 13,6 millions d'hectares aujourd'hui, ce qui représente une perte d'environ un quart des forêts originelles.

Dans les espaces forestiers au sud de Chili, les dynamiques liées à l'utilisation des ressources environnementales et à l'occupation du sol sont très complexes, et émergent surtout des interactions entre une ancienne forêt et des groupes humains impliqués directement dans son appropriation et usage, principalement des entreprises forestières et des petits paysans dont beaucoup sont d'origine Mapuche. Cette dynamique est aussi connectée avec des niveaux décisionnels supérieurs, tels que la demande commerciale de bois de chauffage depuis les villes, la demande nationale et internationale des produits en bois, ou encore la demande accrue en bois pour élaborer de la pâte à papier par des entreprises nationales ou internationales, mais aussi la relation avec les institutions qui limitent ou promeuvent les activités forestières et régulent le régime foncier.

La forêt ombrophile de la *Cordillera de la Costa* – la cordillère littorale du Chili – à l'instar de l'ensemble des forêts tempérées du Chili a été internationalement reconnue comme un point chaud de biodiversité prioritaire pour la conservation (Myers *et al.*, 2000). L'écosystème de cette cordillère est très particulier. Il a une biodiversité élevée et un taux d'endémisme élevé (Smith-Ramírez *et al.*, 2005) à cause de son évolution géologique particulière lui conférant un fonctionnement de refuge pendant les glaciations du Pléistocène. En plus, les forêts hébergent l'un des arbres les plus longévifs de la planète, l'Alerce (Lara et Villalba, 1993) et font partie d'un cadre évolutif et géologique particulièrement important avec des forêts de l'Océanie (Villagrán et Hinojosa, 1997). Mais, du point de vue historique, la plupart des territoires de la cordillère littorale ont connu une appropriation de terres indigènes par des particuliers, avec pour conséquence une dévastation écologique causée par des pratiques d'extraction et de substitution de la forêt ainsi que la transformation des conditions de vie locale (Guerra *et al.*, 2010).

La dynamique d'occupation et de changement du sol dans ce système homme-forêt, fait émerger des enjeux et des conflits sociaux et culturels locaux, mais aussi de nombreux problèmes et défis qu'il convient de traiter et de résoudre tels que : des incendies d'origine anthropique (CONAF, 2011b), l'exploitation illégale (CONAF, 2010), des conflits fonciers (Molina et Correa, 1998), la perte d'identité culturelle (Concha, 1998 ; Instituto de Estudios Indígenas, 2003 ; Guerra *et al.*, 2010), la pauvreté (Lara *et al.*, 2003 ; Astorga, 2006 ; Ministerio de Desarrollo Social, 2013), parmi les plus notoires. Mais avant tout, il est nécessaire d'améliorer la compréhension de la dynamique de l'occupation du sol et des changements de la couverture forestière, et sa relation avec le système anthropique à tous les niveaux, car la complexité des changements qui se produisent dans ces territoires ne peut pas être continuellement traitée par une seule discipline ou à une échelle spatiale et temporelle unique.

Dans cette thèse, nous voulons approfondir la compréhension des processus et des dynamiques spatiales relative à la perte et à la dégradation des forêts liées à la présence humaine.

En particulier, nous voulons savoir si la tendance de la perte des forêts est en hausse, en baisse, ou se stabilise, et enfin, nous aventurer à explorer de possibles tendances futures.

Cette démarche est un défi et une contribution à la compréhension du système couplé société-environnement. Ainsi, on cherche parallèlement à produire des connaissances qui contribuent à enrichir la compréhension de la dynamique d'occupation et du changement du sol, sur des territoires à couvert forestier étendu et de construire un outil de modélisation adaptatif qui permette de se perfectionner en ajoutant d'autres facteurs et relations essentielles qui font partie du système couplé et qui expliquent la dynamique de changement forestier : telle que l'information provenant des sous-systèmes écologiques, sociaux, culturels, institutionnels et économiques.

Problématique de recherche

Un nouveau regard sur l'environnement et la forêt

Depuis quelques années on observe un changement d'attitude dans les relations entre la société et l'environnement ; si auparavant l'action anthropique était caractérisée par l'utilisation de l'espace basée sur la simple exploitation de ses ressources naturelles, supposées illimitées, aujourd'hui elles intègrent de plus en plus l'importance de la biodiversité pour les services écosystémiques et le concept de développement durable (Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; FAO, 2012). La forêt est aussi perçue comme une source de services environnementaux de bénéfice de tous, tels que les paysages, la biodiversité, la production d'eau et la capture du carbone afin d'atténuer le changement climatique. Au Chili, la citoyenneté donne chaque jour davantage une priorité grandissante aux questions environnementales et à la gravité des problèmes causés par la perte de forêts (Villarroel, 1991 ; Torey, 1996). Les enquêtes les plus récentes montrent un intérêt croissant et une préoccupation des citoyens pour l'environnement. Elles soulignent également la nécessité de politiques de protection de l'environnement plus efficaces (UNAB, 2010a, 2010b).

L'État a dû répondre aux exigences de la société ainsi qu'aux demandes internationales. En 1994 le Chili adhère à la Convention sur la diversité biologique (Nations Unies, 1992) en se joignant à la préoccupation mondiale de la perte de la biodiversité définie dans le deuxième Sommet de la Terre, qui s'est tenu à Rio de Janeiro en 1992 et en même temps le Chili crée la Commission Nationale de l'Environnement en 1994 qui aborde les défis de la Convention. Cette Commission est remplacée en 2010 par de nouvelles structures institutionnelles de l'environnement : le Ministère de l'Environnement, le Service d'Évaluation Environnementale et la Surintendance de l'Environnement. En 2010 une nouvelle loi forestière est promulguée dans un esprit beaucoup plus durable que les lois précédentes. L'institution en charge des forêts, la *Corporación Nacional Forestal*, était créée beaucoup plus tôt, dans les années 1970.

Le décollage économique du Chili

La mise en œuvre d'un modèle économique néo-libéral, fortement orienté sur le commerce international, engendra une croissance économique étonnamment forte et rapide de la filière forestière chilienne à partir des années 1980 (Figure 4). Si en 1970 on exportait un total de 42 millions de dollars en produits forestiers, en 1990 ce montant était de 856 millions pour atteindre les 5 452 milliards de dollars en 2008, soit une augmentation de 130 % en 38 ans.

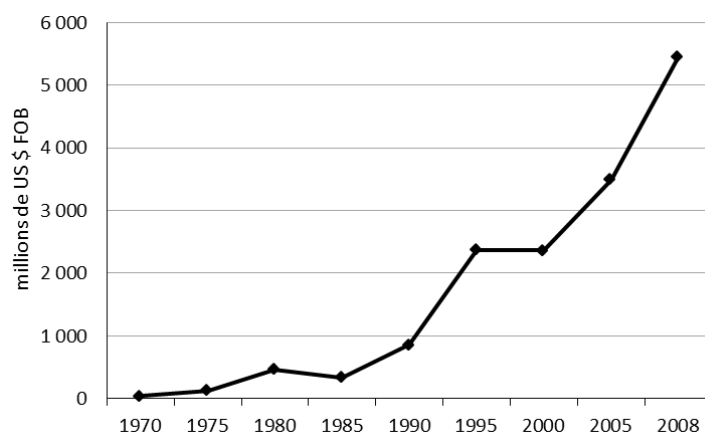


Figure 4 : Évolution des exportations totales de produits forestiers, en millions de \$US FOB (Source : élaboré à partir d'INFOR, 2009).

Parallèlement et dans une perspective macro-économique, le pays a connu une forte croissance et développement de son économie, en essayant de s'éloigner de plus en plus du sous-développement. Les taux de croissance observés pour l'économie chilienne depuis la seconde moitié des années 1980 ont été élevés, non seulement par rapport aux standards historiques spécifiques du Chili, mais aussi depuis une perspective comparative internationale (De Gregorio, 2005). Au cours de la période 1985-1997, la croissance annuelle moyenne a été de 7,1 % par an et le revenu moyen par habitant a doublé. Depuis lors et jusqu'à 2003, la croissance du PIB par habitant a été en moyenne de 1,3 % par an, et elle était plus élevée que la moyenne enregistrée au cours des 85 premières années du XX^e siècle (Figure 5). Entre 1991 et 2005, la croissance annuelle moyenne du PIB par habitant au Chili (4,1 %) était nettement supérieure à la croissance mondiale (*op cit.*).

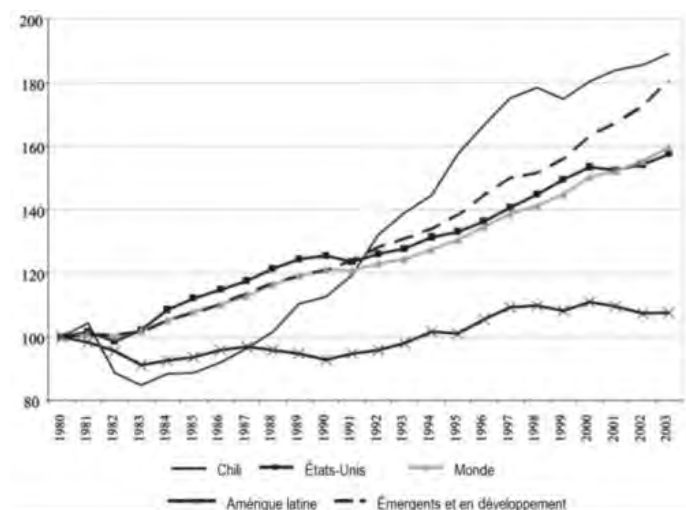


Figure 5 : Évolution du PIB par habitant au Chili et dans d'autres pays (1980-2003) (1980=100) (Source : De Gregorio, 2005).

Il est à noter qu'au Chili, il n'existe pas de politique forestière explicite et les stratégies de développements forestières sont très marquées des approches économistes qui manquent d'une vision écosystémique et ne font pas partie d'une planification territoriale.

La vision économique pour évaluer la détérioration et perte de la forêt a été fréquemment utilisée par plusieurs pays, certaines études suggèrent même que la seule croissance économique par elle-même, conduit à la réduction de la déforestation, quelques uns affirment qu'une fois qu'on atteint un certain niveau de croissance économique ou de revenu par habitant, la déforestation commence à se réduire (Ehrhardt-Martinez, 1998 ; Tsurumi et Managi, 2012 ; Cropper et Griffiths 1994 ; Bhattarai et Hammig, 2001 ; Culas, 2007 ; Arrow *et al.*, 1996). Dans le cas du Chili, en dépit de la croissance économique nationale et la puissance de la filière forestière, il persiste encore des problèmes qui mettent en doute la viabilité du secteur forestier. Par exemple, beaucoup de familles paysannes et autochtones habitant dans les zones forestières vivent dans la pauvreté ou même l'extrême pauvreté. En revanche, au cours des dernières années, les grandes entreprises forestières ont multiplié considérablement leur rentabilité. De plus il existe encore une progressive dégradation, élimination et substitution des écosystèmes forestiers natifs où les plantations forestières sont l'une des causes de ce processus (Cavieres et Lara, 1983 ; Donoso et Lara, 1996 ; Frêne et Núñez, 2010; Lara *et al.*, 2003 ; Meneses, 2000 ; Wilken, 1998). On estime que des forêts exploitées au Chili, plus des trois quarts parts sont soumis aux usages destructifs, mais les institutions et organisations liées au secteur forestier, n'ont pas pu d'inverser cette tendance à la destruction et la dégradation des forêts (Lara *et al.*, 2003).

Nous comprenons qu'il y a un débat sur ces explications économistes, dont leurs hypothèses reposent uniquement sur peu de variables pour expliquer la déforestation, souvent à l'échelle nationale, avec des chiffres qui cachent des processus locaux. Les causes de la déforestation sont multiples et complexes, et varient selon les dimensions de temps et d'espace (Angelsen et Kaimowitz, 1999 ; Choumert *et al.*, 2013 ; Geist et Lambin, 2002), causes que nous allons examiner dans les chapitres suivants. Mais nous croyons pertinent de retenir cette relation croissance économique-déforestation pour montrer et dévoiler qu'il existe encore des espaces où la détérioration de la forêt se poursuit et qui pourrait probablement se poursuivre dans l'avenir, ce qui remettrait en cause le niveau de durabilité atteint par les forêts des espaces à l'échelle locale, malgré le scénario de forte croissance économique national et la préoccupation de la société sur l'état de l'environnement. Alors, tout ceci conduit à nous poser les premières questions :

- Quelle a été la dynamique des forêts dans les espaces ruraux qui maintiennent encore des bandes continues de riches forêts autochtones et qui ne sont pas non protégées?
- A-t-on arrêté ou stabilisé la déforestation dans ces espaces ?
- Quelle sera la tendance autour de la dynamique de ces forêts si elle est projetée dans le futur à partir des comportements observés ?

Ce que les chiffres révèlent sur la superficie forestière

Comme nous l'avons vu, au cours des 30 dernières années, le Chili a connu une forte croissance économique ce qui pourrait suggérer une reprise de la forêt ou, du moins, un ralentissement de la déforestation. En 2012, quelques 80 pays ont signalé soit une augmentation ou la persistance de la superficie forestière, y compris le Chili avec une augmentation de 188 000 hectares entre 2005 et 2010 (FAO, 2012). Mais en regardant les statistiques de plus près, nous observons une perte de forêt qui se cache derrière l'augmentation des plantations commerciales exotiques qui ont augmenté 321 000 hectares, tandis que la forêt autochtone a diminué 133 000 hectares. Avec ces chiffres, nous pouvons calculer une perte annuelle de forêts de 26 600 hectares, soit une perte de 0,2 %, et à l'inverse, une augmentation des plantations commerciales de 64 200

hectares par an. Mais des observations plus précises soutenues par télédétection, par exemple pour la forêt de la zone centrale (approximativement entre 35 ° et 36 ° Sud), montrent des pertes plus élevées, 3,1 % pour la période 1990-2000 (Echeverria *et al.*, 2006). Plus au sud du pays, dans les forêts humides, le même auteur a estimé des taux de déforestation autour de 1 % par an ; mais il existe encore peu d'études portant sur la dynamique de la perte de superficie des forêts : il y a encore beaucoup à faire. Plus récemment, la dernière mise à jour du cadastre de la forêt autochtone du pays a enregistré 13 599 610 hectares de forêt native au Chili, révélant qu'entre 1997 et 2011 il y a eu une croissance de 1,3 % de la superficie forestière autochtone du pays, cependant, l'analyse des chiffres montre que la croissance est attribuable à la hausse des forêts secondaires et à la diminution de la forêt primaire, c'est-à-dire qu'il y a eu une dégradation des écosystèmes forestiers (CONAF, 2011a).

La forêt des espaces du sud du pays

Les questions précédentes sont encore plus aiguës dans la zone de la Cordillera de la Costa au sud du Chili, où il y a une dynamique sociale et culturelle très particulière. Il s'agit d'une région habitée par une population principalement d'origine Mapuche, avec un mode de vie traditionnellement très attaché à la nature. Ce point est important puisque la forêt, en plus d'être une composante fondamentale de la nature et une ressource économique, constitue aussi un patrimoine qui apporte un soutien à l'identité culturelle pour de nombreuses personnes qui partagent le territoire. C'est pourquoi une diminution ou dégradation de ses écosystèmes peut entraîner une perte du cadre de vie pour des sociétés locales, et parfois la désintégration culturelle.

Selon la FAO (2012), environ 350 millions de personnes les plus pauvres au monde, inclus 60 millions de minorités ethniques, utilisent les forêts pour leur subsistance et leur survie. Les forêts anciennes sont encore le foyer de nombreux peuples autochtones dans différentes régions du monde (Kanowsky et Williams, 2009) qui ont généralement des traditions et des connaissances enrichissantes des écosystèmes. Tandis au Chili, les forêts anciennes montrent une réduction et une perte de qualité (CONAF, 2011a).

Certains ont mis en garde contre les impacts potentiels du développement sur les minorités ; McGee et Zimmerman (1990) et Cycon (1991) prévenaient durant ces années sur les possibles impacts, parfois dévastateurs, du développement économique à grande échelle sur les cultures indigènes, par exemple la destruction des cultures de la jungle à cause de la déforestation. Habituellement, les agriculteurs autochtones et les petits paysans sont vulnérables face au risque de perdre leurs moyens de subsistance, leurs connaissances autochtones et leurs croyances traditionnelles en raison du manque de capitaux, de l'accès limité à la technologie et aussi à une « *reconnaissance insuffisante, dans la législation et la juridiction nationale, des droits et des besoins des communautés autochtones et locales qui dépendent des forêts* » (Forum intergouvernemental sur les forêts, 2000 in FAO, 2012, p.20).

Plusieurs régions boisées du sud du Chili, traditionnellement habitées par des peuples autochtones, ont subi une perte importante de surface de forêts et des dommages écologiques : coupe à blanc, remplacements des couverts forestiers, feux d'origine anthropique, etc. Cependant, il y a encore quelques espaces avec des extensions continues de forêt autochtone qui conservent leur richesse et leur caractère relativement naturel (Smith-Ramírez *et al.*, 2005). Dans ces lieux résident habituellement des populations de descendance Mapuche qui maintiennent une relation

très étroite avec la terre et ses composantes (Cárdenas, 2006). Certaines de ces forêts souffrent actuellement aussi de la pression humaine, par exemple, à travers l'exploitation forestière dépourvue de plans de gestion (Catalán, 2006 ; CONAF, 2010), la substitution par des plantations d'espèces exotiques à croissance rapide (Meneses, 2000) – opérée dans la majorité des cas par des entreprises nationales et internationales –, les activités agropastorales ou bien des incendies volontaires ou accidentels.

Dans ces secteurs persistent encore des problèmes de propriété de la terre indigène (Molina et Correa, 1998) et les communautés continuent à revendiquer leurs droits de récupérer leur terre (Molina, 2013). L'absence de titres de domaine, ne leur permet pas d'acquérir ou d'élaborer des plans de gestion forestière approuvés par l'administration forestière ni de bénéficier de l'assistance de l'État (Catalán, 2006), ce qui conduit à des décisions productives menant presque toujours à des pratiques non durables (Astorga, 2006). Cependant, historiquement, il semble que les Mapuches de la chaîne littorale du sud du Chili ont fait un usage adéquat du territoire, en générant un faible impact anthropique (CONAMA, 2002) : *« C'est pourquoi il est jugé nécessaire de mettre en place des actions qui permettent la reconnaissance de ce groupe ethnique, qui valorisent leur rôle et leur implication directe dans la gestion des ressources naturelles et les bénéfices de ces actions sont générés »* (op cit. p.53). Cependant, des conflits concernant la propriété de la terre Mapuche se produisent fréquemment à cause de la mise en œuvre de projets publics et privés sur des terres revendiquées ; l'activité qui génère le plus de conflits est l'expansion des plantations forestières (Aylwin, 2000).

Dans la plupart des espaces de la cordillère littorale au sud du pays, les impacts induits par l'expansion des plantations, se sont manifestés avec une extraordinaire puissance sur la structure des espaces ruraux, en compromettant, au cours des dernières décennies, spécialement les aires de la cordillère à vocation forestière par nature et peuplées notamment par des petits paysans et communautés Mapuches.

Mais, les forêts localisées sur le territoire indigène ne font pas seulement face aux plantations ; l'exploitation de la forêt pour satisfaire la consommation en bois de chauffage des villes proches est une des plus importantes pratiques forestières qui induit des perturbations sur l'écosystème forestier naturel. Cette activité est réalisée souvent sans recourir à des plans de gestion forestière, presque exclusivement par des petits paysans qui habitent près des routes principales. Cette activité constitue aujourd'hui une importante source de revenu pour de nombreux petits propriétaires (INAP, 2006 ; Hernández *et al.*, 2007).

En outre, les incendies continuent à se succéder fréquemment dans ces territoires, provoqués par différentes causes, toutes d'origine anthropique. Un grand nombre d'incendies ont pour origine l'exploitation du conifère « Alerce » *Fitzroya cupressoides* – l'un des arbres les plus longévifs au monde – traditionnellement exploité pour sa noblesse et son prix élevé. Cet arbre est protégé par la législation chilienne et est, par conséquent, inexploitable, excepté s'il est mort (MINAGRI, 1976).

Dans ce contexte, plusieurs communautés héritières de l'identité ethnique culturelle Mapuche développent leur vie en étroit lien avec l'environnement naturel où les composantes ou forces de la nature telles que, entre autres, les cours d'eau, les montagnes et la, inscrivent les histoires de leurs fondateurs, divinités et esprits ; à travers ces forces la création du monde est

représentée, ainsi que l'homme et les objets (Durán, 2000). Beaucoup de manifestations tangibles ou intangibles, mettent en évidence cet héritage ; elles sont encore exprimées sur les espaces ruraux et qui, avec ses forêts, constituent un patrimoine culturel indigène. Il s'agit d'un point important, parce que ce sont des qualités du système socio-écologique qui doivent être traitées pour la mise en œuvre des plans de gestion forestière, puisque dans une certaine mesure elles affectent l'usage et la conservation des forêts. À cet égard, Kanowsky et Williams (2009) nous disent que la coexistence de nombreuses valeurs *réelles et imaginaires* des forêts ne sont pas des perspectives inhéremment incompatibles et que la compréhension des forêts anciennes en tant que construction culturelle fournit une base solide pour la gestion forestière.

Au Chili, la gestion de ressources naturelles liées au patrimoine culturel indigène, ainsi que l'inquiétude quant à son état de conservation et protection, s'est peu à peu développée. Cela a été renforcé par la création de nouvelles institutions², la signature de conventions et d'accords internationaux³ et la promulgation de diverses lois et la mise en œuvre de programmes d'appui à la gestion de ressources⁴. Cependant, il y a encore un long chemin à parcourir. Parmi les matières qui ont été laissées pour compte, on trouve celles liées aux outils méthodologiques d'aide à la gestion du patrimoine associées à la nature depuis une approche territoriale, en particulier en ce qui concerne l'identification et l'enregistrement spatiaux des biens, des manifestations et pratiques spatiales, productives et culturelles, les relations entre les composantes du paysage, ainsi que les instruments d'évaluation des impacts des activités économiques exogènes sur les dynamiques et sur les systèmes socio-écologiques (Ladrón de Guevara B., 2004 ; Ladrón de Guevara B., *et al.*, 2007).

Singularité de l'écosystème de la cordillère littorale du sud du Chili

Comme nous le verrons dans les chapitres suivants, la forêt de la cordillère littorale dans le sud du Chili – et en particulier dans la province d'Osorno – dispose d'un certain nombre de qualités qui méritent son étude et que nous mentionnerons synthétiquement ici.

- Il y a un haut niveau de biodiversité de la faune et de la flore, en particulier des plantes vasculaires (Smith-Ramírez, 2004, Smith-Ramírez *et al.*, 2005). La zone de la cordillère de la province d'Osorno (et de Valdivia aussi) appartient à l'une des zones ayant la plus forte richesse en espèces du pays (Arroyo *et al.*, 1996).
- Etant donné ce niveau de biodiversité et l'intensité des activités humaines la menaçant, la Cordillera de la Costa est la zone la plus importante pour la conservation de la biodiversité dans les forêts pluviales tempérées de l'Amérique du Sud (Smith-Ramírez, 2004).
- Elle a un fort endémisme provenant en grande partie du rôle de refuge que la cordillère littorale a accompli durant les glaciations du Quaternaire pour les forêts tempérées, lorsque la Cordillère des Andes et la plupart de la vallée centrale du Chili étaient couvertes par les glaciers (Villagrán et Hinojosa, 1997).

² Corporación Nacional de Desarrollo Indígena (CONADI), créé en 1994, est le principal organisme public responsable de la définition et la mise en œuvre des politiques publiques en faveur des peuples autochtones.

³ Convention n° 169 relative aux peuples indigènes et tribaux, de l'Organisation internationale du travail (OIT). Ratifié par le Chili en 2008.

⁴ Modelo Forestal Intercultural Mapuche (MOFIM) (Modèle Forestier Interculturel Mapuche). Programme qui favorise l'identité culturelle et territoriale en matière de foresterie et de la gestion des ressources naturelles.

- Il abrite le plus grand conifère dans l'hémisphère sud et l'un des plus vieux arbres du monde, très important dans les études paléoenvironnementales (Lara et Villalba, 1993 ; Wolodarsky-Franke et Lara, 2003).
- Environ la moitié des forêts originelles de la Cordillera de la Costa ont déjà disparu ou sont maintenues comme une mosaïque de petits fragments (Smith-Ramírez, 2004).
- Bien que la forêt de la Cordillera de la Costa soit très fragmentée par des causes anthropiques, il y a encore quelques étendues continues (comme le secteur montagneux de la province d'Osorno) (Smith-Ramírez, 2004).
- Elle appartient à l'un des 34 points chauds de biodiversité de la planète, le *hotspot* « Forêts pluviales tempérées valdiviennes » (Mittermeier *et al.*, 2004).
- Selon Smith-Ramírez (2004) les forêts côtières semblent avoir un caractère de fragilité et une résilience faible par rapport à l'extraction massive de biomasse et à la perte des sols associée à l'agriculture à grande échelle et aux plantations forestières.
- Il existe un lien évolutif et géologique, d'intérêt scientifique, avec des forêts de Tasmanie et la Nouvelle-Zélande (Villagrán et Hinojosa, 1997).
- Les forêts des montagnes côtières sont formées sur un ancien sous-sol géologique du Paléozoïque (SERNAGEOMIN, 2002).
- Le ruissellement provoqué par les fortes pluies fait que les sols ont une forte sensibilité à l'érosion (Smith-Ramírez *et al.*, 2004).
- La perte de la couverture végétale est particulièrement critique en raison d'une forte érosion des sols, de la faible fertilité et d'une forte acidité (Armesto *et al.*, 1996a).

Hypothèse

Malgré la croissance et le développement économique du pays et la maturité du secteur forestier exprimée dans une nouvelle structure institutionnelle, ainsi que dans la sensibilisation du public, qui reconnaît de plus en plus de nouvelles valeurs de conservation de l'environnement et de la forêt, on soutient que le pays n'a pas encore atteint un tel point que, inverse la dynamique régressive de la forêt, car il y a encore des zones de grande valeur écologique qui continuent à se détériorer.

On suppose que dans le système société-environnement étudié, la forêt native n'a pas atteint encore de signes d'être dans un processus de ralentissement, mais plutôt un recul continu. On prévoit que ce comportement sera reflété au moyen de l'observation de la dynamique spatiale de la forêt, particulièrement par les comportements de quelques composantes de la couverture végétale :

- La superficie de la forêt valdivienne tend à diminuer, en particulier à proximité des routes et des zones habitées.
- Il y a une dynamique d'expansion de la superficie des plantations forestières, spatialement associée à la proximité de routes et de plantations déjà établies.
- L'observation de la qualité de la végétation au milieu de l'Alerce montre une tendance à la dégradation, mais sans une configuration spatiale définie.

Objectifs

Nos objectifs sont d'identifier des changements spatio-temporels de l'occupation et utilisation du sol due à l'intervention humaine afin de comprendre la dynamique de la détérioration de la forêt du passé récent, en faisant ressortir les évolutions et tendances marquantes, pour ensuite explorer les projections futures de ces tendances et mieux appréhender les changements à venir dans le contexte du développement durable.

Enfin, et quels que soient les résultats que nous obtiendrons, nous visons à fournir des pistes et des connaissances sur les facteurs qui influent sur la dynamique forestière. En particulier nous cherchons à créer un modèle pour l'observation, la compréhension et la gestion spatio-temporelle de la forêt.

Le secteur de la cordillère littorale étudié est situé dans la province d'Osorno, encore couvert par une grande partie de forêt primaire. Ces espaces, à haute valeur écologique et fragile, ont été soumis à une pression d'origine interne et externe, simultanément à la réclamation des terres par des communautés indigènes qui y résident. Cette complexité du système soulève la nécessité d'entreprendre des études à tous les points de vue, parmi elles, commencer à développer des modélisations et simulations de la dynamique spatiale du couvert forestier, où à ce jour, il n'existe qu'une seule étude (Maestriperi, 2012 ; dans la commune de San Juan de La Costa). Notre étude propose de développer un modèle de simulation prospective spatialement explicite allant des années 1970 jusqu'en 2008.

Afin d'honorer cet objectif général, on abordera les objectifs spécifiques suivants :

- Décrire la trajectoire de la dynamique d'occupation du sol ; l'empreinte de l'action humaine
- Identifier et comprendre des changements et l'évolution de la couverture forestière, en termes de déforestation et de dégradation sur le long terme
- Construire un modèle géomatique de simulation prospective calibré sur la base des dynamiques récentes observées entre 1976 et 2008, des facteurs et des restrictions qui régissent les transformations spatio-temporelles
- Simuler les scénarios prospectifs tendanciels en tant qu'appui à la prise de décision pour la gestion territoriale

Voici quelques questions posées au mode opérationnel pour soutenir l'objectif :

- Comment est-on arrivé à la situation actuelle de la forêt ?
- Quels ont été les processus ayant conduit à cette situation et les causes sous-jacentes ?
- Quelle est la fraction de forêt encore existante et quelle est la surface perdue ? Quel pourrait être l'avenir ?

Synthèse de la problématique

Un résumé schématique du problème d'étude et la démarche de la thèse est présentée dans la figure 6. La problématique surgit de la détérioration d'une forêt située dans le contexte d'une économie libérale qui fonde son analyse de l'état des forêts sur des données macro-nationales. Compte tenu de ce scénario, il est légitime de se poser des questions comme, quelle est – et quelle pourrait être – la dynamique du déclin de la forêt, en particulier dans les zones forestières autochtones riches en endémismes et diversité et qui maintiennent toujours leur originalité, où vivent aussi des minorités aussi ancestrales très liés à la forêt. Pour répondre à cette question, on propose hypothétiquement que la détérioration progresse, ce qui est testé au moyen de la description et l'analyse de l'évolution de la forêt à cause de l'intervention humaine et l'utilisation de la télédétection et des méthodes de modélisation spatiale prospective. Pour le support théorique, nous nous appuyons sur les disciplines de la géographie de l'environnement et de la émergente science du changement du sol, afin de mobiliser des concepts liés à l'occupation des sols et à la détérioration des forêts, comme la déforestation, la dégradation et le système homme-environnement.

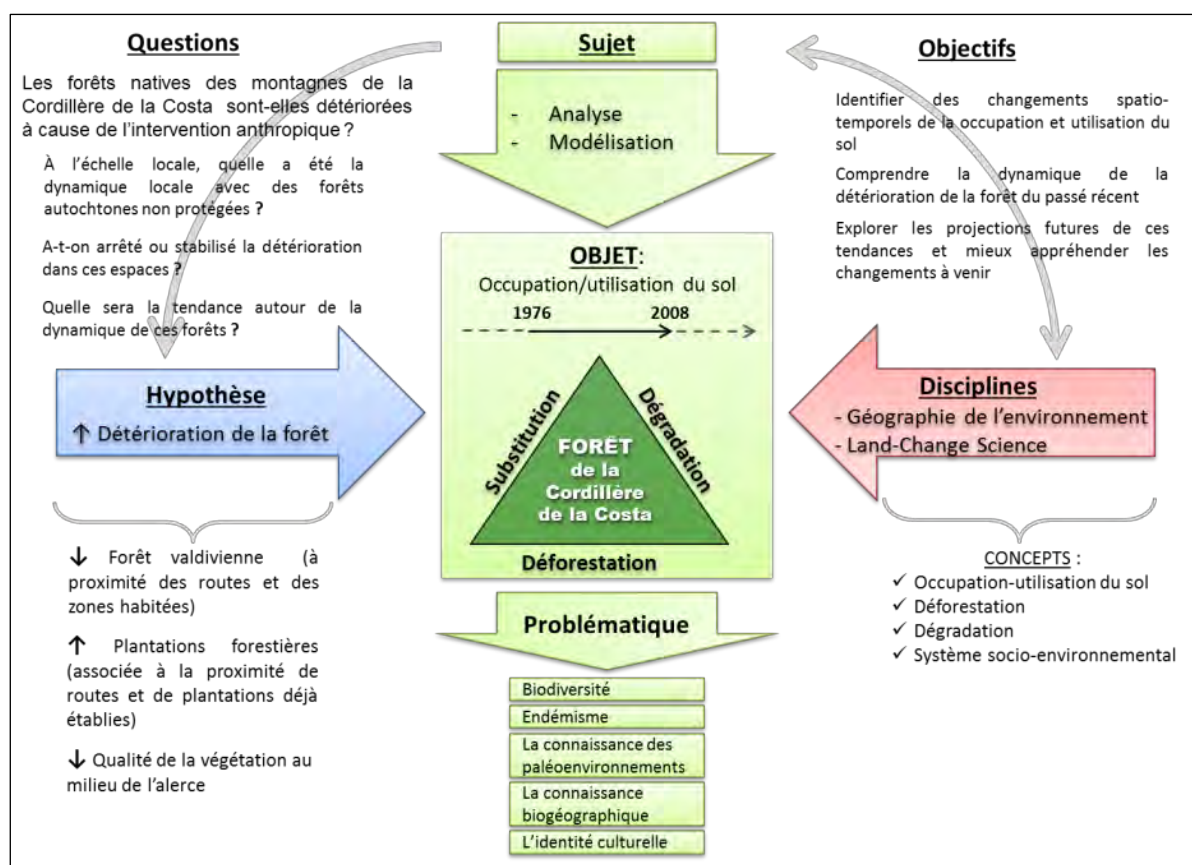


Figure 6 : Résumé schématique du problème d'étude et la démarche de la thèse.

PARTIE 1

LA FORET TEMPEREE DU SUD CONTINENTAL CHILIEN : CONTEXTE ET ZONE D'ETUDE

Chapitre 1. L'emplacement de la Forêt Tempérée du Chili

Ce chapitre vise à contextualiser spatialement et temporellement la forêt tempérée chilienne et identifier ses principales caractéristiques biogéographiques pour ainsi encadrer et mieux comprendre les aspects de la forêt de la zone d'étude qui sera présenté dans le deuxième chapitre. Nous présentons un aperçu de son évolution à partir de l'époque de Pangea afin de souligner l'importance de l'origine et l'évolution des forêts tempérées du Chili pour la compréhension actuelle. On présente ensuite les principales caractéristiques de sa délimitation spatiale actuelle, et enfin on décrit la répartition des zones que l'Etat du Chili a créé pour la protection des forêts.

1.1 Vers une lecture biogéographique des forêts tempérées au sud de Chili

Comme son nom l'indique, les forêts tempérées se trouvent dans les zones tempérées du globe où la vie prospère en s'adaptant aux variations climatiques qui sont clairement différenciées par la saisonnalité - des changements qui, par exemple, ne se produisent pas dans les tropiques, où les saisons sont absentes ou pas aussi clairement marquées. En effet, dans l'ensemble, le climat dans ces zones se décline par les quatre saisons bien définies avec des températures pas extrêmes mais avec des différences marquées de précipitations et de températures entre les saisons, en passant graduellement d'un été relativement chaud à un hiver froid et où l'humidité dépend de la localisation et des conditions géographiques du lieu.

Les forêts tempérées de la planète se situent dans les deux hémisphères, bien que la plus grande proportion se trouve dans l'hémisphère Nord. Elles y sont composées de conifères tels que pins et sequoias et arbres à feuilles caduques comme le hêtre, l'érable et le bouleau. Dans l'hémisphère Sud (Figure 7), les forêts tempérées se trouvent au Chili et l'Argentine, ainsi qu'en Nouvelle-Zélande et en Australie où dominent de genres du type sempervirent comme par exemple *Nothofagus*, *Araucaria* et *Podocarpus* auxquels s'ajoute *Eucalyptus* dans le cas de l'Australie (Prado, 1997). La limite précise entre forêts tempérées et subtropicales, et entre eux et la forêt boréale est difficile de définir exactement, mais dans les deux hémisphères, la limite vers les tropiques se situe approximativement autour du 30^{ème} parallèle (Maini, 1996 in Prado, 1997). Sur la côte de l'Amérique du Nord (depuis le centre de la Californie jusqu'au Sud-est de l'Alaska) il y aurait environ 20 millions d'hectares de cette forêt, on y trouve les célèbres séquoias et d'autres grands conifères (Donoso, 1993).



Figure 7 : Forêts tempérées ombrophiles dans le monde (Source: Adapté de Conservation Internationale 1992 *in* Donoso, 1998).

Dans l'hémisphère sud, les forêts tempérées, avec leurs fagacées, myrtacées podocarpacées, cyprès et autres espèces, sont très développées dans le sud du Chili et de l'Argentine, aussi dans la Tasmanie et la Nouvelle Zélande. Selon Donoso (*op cit.*) au Chili et en Argentine, elles couvriraient une surface d'environ 11 millions d'hectares, tandis qu'en Océanie environ 4,5 millions. Une autre partie de ces forêts se situe dans la région de l'Asie Orientale, telles que les zones côtières du Japon, et en Europe du Sud la zone nord-est de l'Atlantique (Islande, Irlande, Ecosse et Norvège) et sur quelques aires côtières de l'Espagne.

Dans le contexte global, des six royaumes floristiques proposés par Diels, 1908 (*in* Moreira Muñoz, 2011) pour les territoires émergés de la Terre : Holarctis, Antarctis, Australis, Capensis, Palaeotropis y Neotropis, deux d'eux ont été reconnus pour la flore chilienne, au nord le royaume Neotropical et au sud le royaume l'Antarctique (Figure 8).



Figure 8 : Royaumes floristiques selon Diels, 1908 (*In* Moreira Muñoz, 2011).

Dans le contexte sud-américain, la plupart de la surface appartient au royaume Neotropical, qui s'étend vers le nord en comprenant aussi l'Amérique centrale, les Îles des Caraïbes, la Basse Californie et le Mexique. Ce royaume comprend principalement de forêts, parmi elles les forêts ombrophiles tropicales, la plus grande étendue de forêt primaire de la terre, et aussi des forêts plus secs, de caractéristiques très variées, en incluant des buissons (matorrales), des savanes, etc. (Donoso, 1993).

En outre, une grande portion du territoire sud-américain se trouve occupé par des aires sans forêts ayant un couvert forestier faible : depuis les déserts les plus secs du monde au nord du Chili et au sud du Pérou, jusqu'aux plaines de l'Orénoque, le haut plateau des Andes depuis l'Équateur au Chili et l'Argentine, la pampa argentine, et les steppes froides de la Patagonie (Hueck, 1974 *in* Donoso, 1993) (Figure 9).



Figure 9 : Encaissement et isolement des forêts tempérées dans le sud de l'Amérique du Sud (Cette carte a été construite à partir des données de base de la FAO. Le vert foncé représente les forêts fermées, mi-vert représente des forêts ouvertes et fragmentées, vert clair représente un couvert ligneux par quelques arbustes et buissons. Disponible sur : <http://forestry.about.com/> Site consulté le 20 Septembre, 2013).

Une autre étendue à l'intérieur de l'Amérique du Sud comprend les forêts tempérées du Chili et de l'Argentine, qui se trouvent séparées des autres forêts du sous-continent et emboîtées entre l'Océan Pacifique, la mer Antarctique, et les zones sèches vers le nord et vers le territoire argentin (Figure 9), vers le sud ces forêts se trouvent aussi avec une petite bande de toundras.

1.1.1 Le long terme : un patrimoine biogéographique dans l'hémisphère sud

Les caractéristiques actuelles des forêts tempérées du Chili sont étroitement liées à une histoire complexe et ancienne. Il y a eu de connexions géologiques et floristiques entre le continent Sud-Américain et le continent Antarctique jusqu'au Tertiaire inférieur et entre ces continents et l'Asie et l'Australie, la Tasmanie et la Nouvelle-Zélande pendant l'ère Mésozoïque (Dalziel, 1992 *in* Arroyo, 1996, p.79). Au nord, il y a eu également des liens avec les forêts subtropicales (Hinojosa et Villagrán, 1997 *in* Villagrán et Armesto, 2005, p.107). Cependant, postérieurement, depuis le mi- Cénozoïque et dans le Quaternaire les forêts chiliennes sont restées isolées d'autres écosystèmes forestiers du continent en raison d'une série de processus

géologiques et climatiques, comme la formation du désert d'Atacama et la Cordillère des Andes, la formation du champ de glace de l'Antarctique Ouest, la mise en vigueur du courant froid de Humboldt et de l'anticyclone subtropical du Pacifique Sud (Armesto *et al.*, 1994, p.67 ; Villagrán et Armesto, 2005, p.107).

Pour s'approcher de l'origine de ces forêts, il faut remonter à plus de 200 millions d'années avant le présent quand une grande masse unique de terre existait sur la planète, Pangée, qui aurait commencé à être fragmentée entre la fin du Triasique et au début du Jurassique, en générant durant le Crétacé deux supercontinents, Laurasia au nord et Gondwana au sud (Figure 10), séparés par le grand Mar de Tethys. Gondwana comprenait des territoires comme l'Afrique, l'Amérique du Sud, l'Océanie et l'Antarctique, d'où proviennent plusieurs des plantes présentes dans la forêt tempérée de l'Amérique du Sud. À cet égard, Hill et Dettmann, 1996 (*in* Veblen, 2007, p.222) soulignent qu'une influence prédominante sur la flore de la forêt tempérée de l'Amérique du Sud a été la relation de longue date du continent sud-américain avec l'Antarctique et d'autres masses de terre de l'hémisphère sud (Gondwana) pendant tout le Crétacé et le Cénozoïque précoce.

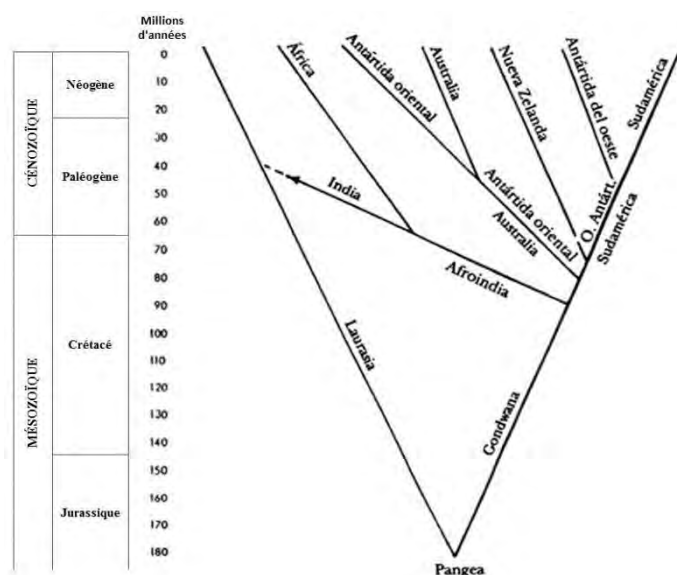


Figure 10 : Séquence des fragmentations de la Pangée (Source: Modifié à partir de Rosen, 1968).

La connexion des terres d'Amérique du Sud avec le continent Antarctique pendant le début du Cénozoïque, dans un environnement beaucoup plus chaud qu'aujourd'hui, aurait facilité la migration des éléments forestiers du nord de l'Australie. En même temps, il doit y avoir eu une continuité entre la zone australe et les latitudes tropicales (Arroyo, 1996, p.79). Dans le Cénozoïque les forêts de l'Amérique du Sud s'étendaient de façon continue entre les latitudes tropicales et tempérées (Axelrod *et al.*, 1991 *in* Armesto *et al.*, 1996b, p.25). Ainsi par exemple, les registres fossiles de certains *Nothofagus* conduisent à penser à une répartition ancestrale continue de quelques sous-genres, d'Amérique du Sud à l'Australasie, et que dans l'Antarctide seraient restés jusqu'au Pliocène (Hill et Dettmann 1996 *in* Moreira, 2004, p.50).

La séparation progressive des continents de Gondwana a initié un épisode prolongé de fragmentation biogéographique dans un cadre environnemental d'évolution continue et d'extinction qui a aussi favorisé une divergence évolutive de nombreux éléments de la flore et de la faune qui se sont éloignés de leur héritage commun (Orme, 2007 p.38) (Figure 11). La période

critique de dispersions du Crétacé et au début du Cénozoïque entre les terres Gondwana on reflète fortement dans la flore actuelle des forêts tempérées de l'Amérique du Sud. Dix-huit genres d'espèces ligneuses dans le sud de l'Amérique du Sud sont partagés avec d'autres terres de Gondwana comme l'Australie, la Nouvelle-Zélande, Nouvelle-Guinée et Nouvelle-Calédonie. Ceux-ci comprennent un grand nombre des arbres le plus dominant et arbustes, tels que: *Araucaria*, *Aristotelia*, *Caldcluvia*, *Discaria*, *Eucryphia*, *Gevuina*, *Laurelia*, *Lomatia*, *Nothofagus*, *Podocarpus*, *Pseudopanax*, *Prumnopitys* et *Weinmannia* (Veblen, 2007, p.222).

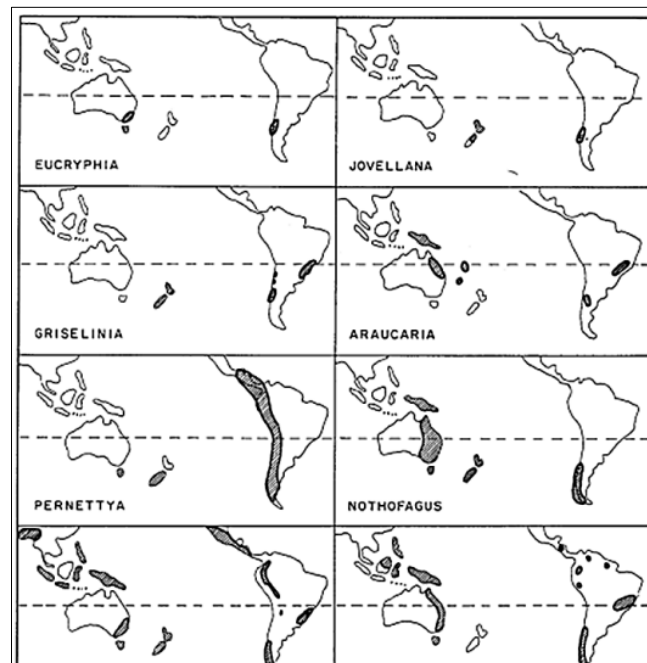


Figure 11 : Aires de répartition des genres appartenant à l'élément Australasien de la flore des forêts du sud de l'Amérique du Sud (Source : Villagrán et Hinojosa, 1997, p.249).

Les conditions climatiques qui ont prévalu jusqu'au Paléocène, ont permis le développement d'une paléo flore tropicale au sud du continent sud-américain (Volkheimer 1971, *in* Hinojosa et Villagrán, 1997, p.228). À partir de la limite Paléocène-Eocène et pendant l'Éocène inférieur et moyen, les flores tropicales ont été remplacées pour une flore mixte dans le Chili central et pendant l'Eocène moyen elles se sont répandues vers le Nord. Durant l'Eocène supérieur et Oligocène les flores mixtes ont été remplacées en grande partie du sud de Sud Amérique pour flores Antarctiques dominées par *Nothofagus*.

Actuellement beaucoup de genres endémiques des forêts du Chili et de l'Argentine existaient pendant le Néogène, et les paléo flores du Miocène déjà présentaient des spectres floristiques analogues à certaines forêts existantes aujourd'hui dans les forêts du sud de l'Amérique du Sud (Villagrán et Hinojosa, 1997, p.241). De plus, beaucoup de genres aussi sont apparentés par les autres trouvés dans des terres qui ont appartenu à Gondwana, comme par exemple ceux montrés dans la figure 11.

Durant le Pléistocène les importantes variations de température ainsi que les progressions et les reculs de glaciers ont laissé de importantes conséquences sur la répartition de la forêt actuelle. Un évènement du premier ordre qui commande les changements des forêts, est le dernier maximum glacial autour de 20 000 ans avant le présent. A cette époque, les masses de glace ont

enveloppé une grande partie des forêts du sud de l'Amérique du Sud. Dans le nord, les glaciers couvraient la Cordillère des Andes jusqu'à la latitude du Chili central et longitudinalement descendaient jusqu'à la Vallée Centrale, en s'approchant à la cordillère littorale dans la Région des Lacs, mais sans arriver à la couvrir. Seulement à partir environ 42° 40'S la glaciation touche l'océan Pacifique dans l'île Grande de Chiloé (Figure 12). Villagrán (1985, p.58) sur la base de Brügger (1950) stipule que la Cordillère de la Côte de l'île Grande de Chiloé n'aurait pas été glacée, en raison que leurs hauteurs d'environ 800 m au-dessus du niveau de la mer auraient constitué une barrière effective à l'avance des glaciers, qui ont traversé l'île Grande en arrivant au Pacifique seulement à la latitude de la dépression du lac Cucao (42° 38'S).

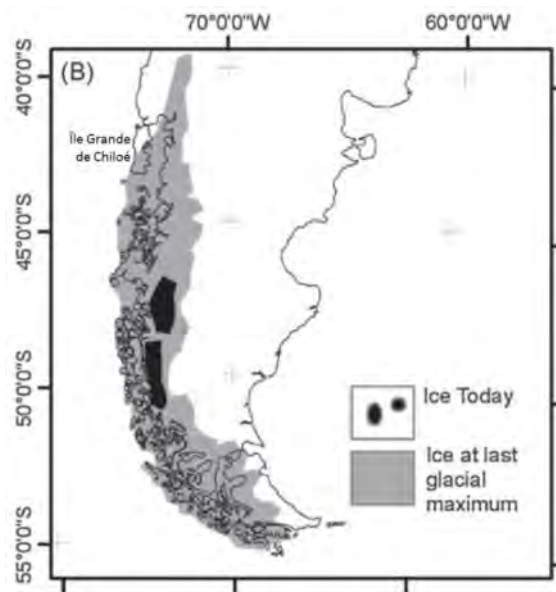


Figure 12 : L'étendue maximale de la glace continentale au cours du dernier maximum glaciaire (DMG), environ 18.000 *cal. yr. BP.* (Source : Armesto *et al.*, 2009b).

Selon Villagrán et Hinojosa (1997, p.243), l'un des aspects les plus significatifs de l'histoire de la végétation sud australe de l'Amérique du Sud découle des processus climatiques – accompagnés par des processus géologiques – a été l'isolement progressif de ces forêts par rapport aux autres forêts du continent. Cet isolement géographique serait demeuré inaltérée au moins au cours du Quaternaire (plus d'un million d'années) et il a limité les possibilités d'échange floristique et faunistique, en particulier pendant les périodes de changement climatique comme ceux qui sont arrivés pendant et après la dernière glaciation (dernières 20 000 années) (Armesto, *et al.*, 1996b, p.25). C'est pour tous ces raisons que l'on dénomme communément « Île biogéographique » puisqu' à la différence de son homologue en Amérique du Nord qui a une continuité avec d'autres formations boisées qui forment à l'est une grande zone de forêts avec de zones contiguës d'autres types de forêts, comme les amples forêts boréales et des Montagnes Rocheuses (Arroyo, 1996). Au contraire, les forêts tempérées sud-américaines se trouvent géographiquement isolées d'autres formations boisées, sans qu'un écotone constitue un continuum boisée vers des forêts tropicales ou subtropicales du continent. Les forêts tempérées sont isolées de la forêt tropicale du sud du Brésil et des Yungas andines de la Bolivie et du nord-ouest Argentine, séparées par un vaste terrain des déserts et zones semi-arides (Armesto *et al.*, 2009a).

Cet isolement a conduit à une des caractéristiques les plus remarquables de cette forêt : son degré élevé d'endémisme. Même la plupart des espèces endémiques, sont des familles avec une seule espèce dans le monde (Arroyo, *op cit.*).

Une des particularités de la forêt chilienne est sa forte endémicité :

34% genres d'angiospermes ligneuses et 1 famille (*Aextoxicaceae*)
23% des espèces de reptiles
30% des oiseaux
33% des mammifères
50% des poissons d'eau douce
76% des amphibiens
50% de lianes
53% des hémiparasites

(Source : Armesto, Lobos et Kalin-Arroyo, 1996b ; Arroyo *et al.*, 1996)

Les conifères des genres *Pilegerodendrum* et *Fitzroya* sont pratiquement limitées à la zone de la forêt tempérée d'Amérique du Sud (Source : Arroyo *et al.*, 1996 ; Armesto *et al.*, 1996b). Au sud de 40 ° de latitude Sud est estimé qu'il ya 1 300 plantes vasculaires, et hors flore sclérophylle et matorrales de la zone du Chili central, environ 800-850 plantes vasculaires sont associées à toutes les forêts tempérées de l'Amérique du Sud (Arroyo *et al.*, 1996).

1.2 La répartition et classification de la forêt tempérée au Chili

La latitude et l'altitude ont une forte influence sur la répartition de la végétation que l'on trouve au Chili. La distribution en latitude du territoire chilien en longueur couvre 39 degrés de nord au sud, ce qui permet une variété de climats, allant de milieux arides dans le nord à l'humidité du Sud avec sa végétation abondante. Pour sa part, l'altitude, et surtout celle de la Cordillère des Andes, crée un fort gradient de hauteur, en imposant des restrictions sévères à la végétation. Ceci est important pour le pays, car la plupart des terres sont des chaînes orographiques. La proximité à l'océan Pacifique aussi détermine certainement la répartition de la végétation du Chili, par exemple, le courant de Humboldt dans la région tempérée agit comme un régulateur des différences de température et favorise ainsi la présence de la forêt, également des vents océaniques fournissent l'humidité par l'existence de ces forêts.

La délimitation des forêts tempérées humides du Chili a eu plusieurs interprétations qui ont commencé à la fin du siècle XIX, Grisebach en 1872 suivie par Reiche en 1907 (Luebert et Plischoff, 2005). Et classifications ultérieures utilisées aujourd'hui sont basées dans une certaine mesure sur ces auteurs et d'autres du début du XX^e siècle, comme Hauman (1913, 1916) qui, en accord avec les arguments de Grisebach et Reiche, c'est le premier qui énonce formellement des limites par la "Pluviselva Valdiviana" de Chili, située depuis le fleuve Bio Bío (36 ° S) par le nord, où la strata d'arbre commence à appauvrir sensiblement en espèces en raison de l'aridité croissante vers le nord, la limite sud d'Hauman est dans le parallèle 46° de latitude sud (Veblen et Schegel ; Luebert et Plischoff, 2005).

Skottsberg (1916) a fixé la limite sud de la région de la *Pluviselva* Valdivienne à 48 ° de latitude Sud, et nommé comme *Pluviselva* Magellanique aux forêts situées au sud de cette frontière (Veblen et Schlegel, 1982). Cependant, même si à ce jour il n'existe pas de consensus sur les limites précises de la zone de la forêt tempérée du sud de l'Amérique du Sud (Arroyo *et al.*, 1996), sa limite nord est généralement définie autour de la rivière Bio Bío (37 ° S).

Pisano (1954, 1966) en s'appuyant principalement sur le critère de la disponibilité de l'eau pour la vie et le développement de la végétation, propose une classification synthétique du pays en cinq zones phytogéographiques : Xéromorphique, Mésomorphique Andine, Hygromorphique et Patagonique. La figure 13 présente ces zones, étant la zone Hydromorphique qui coïncide à peu près avec la forêt tempérée et avec la proposition de Hauman, mais en laissant de côté de cette zone, les forêts de feuillus caducifoliés méditerranéennes du nord et les forêts andine- patagoniques. Il s'agit selon Pisano (1954) d'une zone de pluies abondantes, qui même si elles sont concentrées en hiver, sont également fréquentes en été. Il se réfère à cette zone, comme la *région par excellence des forêts* et note que *Les plantes qui l'habitent sont (pour la plupart) spécialement adaptées à la vie des régions de forte humidité et de faible évaporation, avec des caractéristiques tels que l'abondance des stomates dans les feuilles et des mécanismes de protection contre la transpiration excessive, et un système racinaire peu profond* (op cit., p.103).

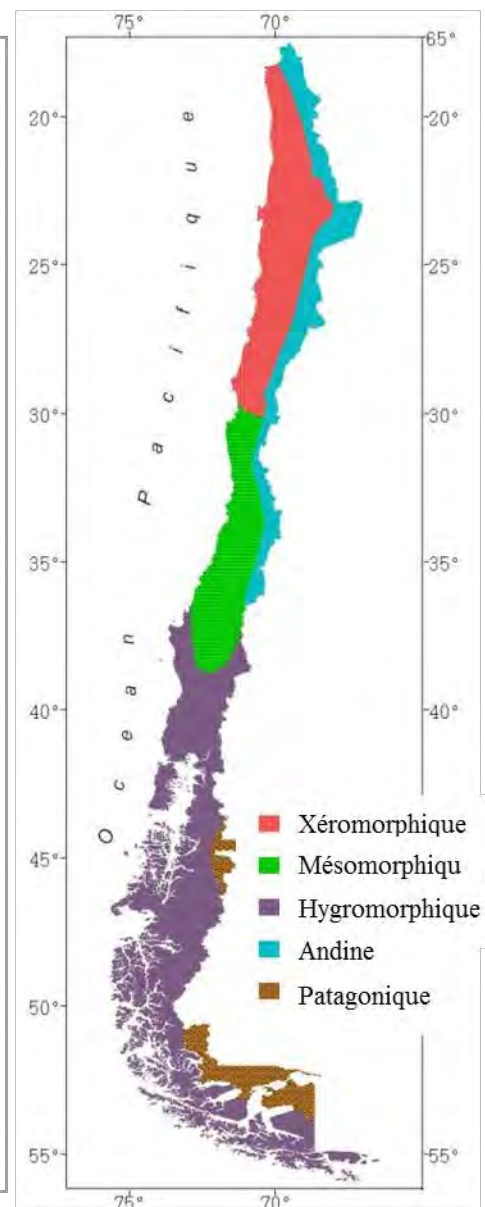
La Zone Xéromorphique, correspond aux aires de vie conditionnées fondamentalement par le facteur de sécheresse, comme le désert dans le nord du Chili.

La Zone Mésomorphique, constitue une grande zone d'écotones entre les caractères xéromorphiques (secs) du nord et les hygromorphiques (humides) du sud. Elle se caractérise par la présence des buissons (*matorral*) parfois régulièrement élevés et denses qui pourraient se transformer en forêts. Selon Quintanilla (1983), cette région *phytogéographiquement, se qualifie comme de type méditerranéen, car elle présente dans une grande partie de ses composants végétaux de précordillère, des caractères semblables à la végétation européenne des arbustes de type épineux ou des feuilles coriacées couvertes de grosses cuticules souvent cireuses pour réduire une grande partie de la transpiration* (Quintanilla, 1983).

La Zone Andine correspond à la steppe des altitudes subtropicales de cordillère, aussi avec une tendance xérophytique marquée.

La Zone Hygromorphique définie depuis le nord par le fleuve Bío-Bío (37° latitude sud), cependant, vu les conditions topographiques et d'humidité des deux cordillères, on peut étendre cette limite plus au nord, approximativement jusqu'à 35° de latitude. Elle présente des conditions d'humidité qui permettent à la végétation de disposer d'eau dans tous les secteurs; on constitue ainsi la zone des forêts par excellence et des formations végétales variées.

La Zone Patagonique, possède un caractère xéromorphique, dans lequel le développement de la végétation est limité par la diminution des pluies dans des secteurs de côte sous le vent des Andes australes.



Source :

- Description de catégories : élaborées à partir de Pisano, 1954 et Quintanilla, 1983
- Cartographie : Elaborée à partir de Pisano, 1966 in Quintanilla 1983

Figure 13 : Zones phytogéographiques (« vegetacionales ») du Chili.

Comme les autres forêts humides tempérées, la forêt chilienne est en dehors des zones tropicales, avec des températures modérées causées par la forte influence maritime, où les mois froids de l'hiver sont ceux qui concentrent la plus grande partie de pluies annuelles, tandis que les étés sont doux et comparativement plus secs mais également marqués par la pluie. Ainsi, sur la base de critères climatiques d'Alaback (1991) et Arroyo *et al.* (1996) soulignent que la forêt tempérée serait étendue au nord depuis le 38^{ème} parallèle sud dans la Cordillère des Andes et au sud jusqu'au Cabo de Hornos (approximativement aux 55°50'S) (Figure 14). Ces critères sont les suivants :

Plus de 1400 mm de précipitations annuelles

Au moins 10% des précipitations annuelles se produisent au cours des mois d'été

Isotherme de janvier égal à 16° C

Absence de feux naturels

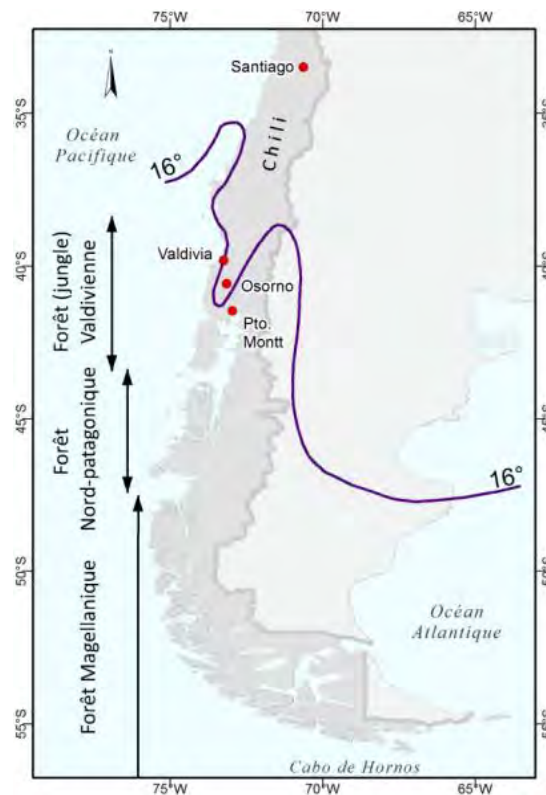


Figure 14 : Distribution et régions de la forêt tempérée humide (la ligne noire représente l'isotherme de 16 ° en janvier) (Elaboré par l'auteur à partir de Arroyo *et al.*, 1996).

Veblen et Schlegel (1982) ont proposé que les forêts tempérées du sud du Chili, peuvent être divisées phytogéographiquement en trois régions (Figure 15) : au nord, (1) la Région de la Forêt Valdivienne (*Pluvselva valdiviana*), caractérisée par un rang de températures modérées et des précipitations annuelles élevées, elle borde au nord le climat de type méditerranéen du Chili central. Cette région est la zone la plus riche et diversifiée de la forêt tempérée sud-américaine, où les différentes communautés et les associations d'espèces d'arbres sont réparties en fonction surtout de l'altitude, et aussi les sols, la distance à l'océan et l'exposition des versants. On y rencontre très souvent des forêts à feuillage principalement persistant composées d'espèces du genre *Nothofagus* et aussi de podocarpacees et également fréquents les myrtacées, parmi beaucoup d'autres espèces d'arbres et de diverses fougères et plantes épiphytes. Jusqu'à la limite altitudinale de la végétation pousse le *Nothofagus pumilio* (Lenga), arbre à petites feuilles caduques. D'autres secteurs de cette forêt valdivienne peuvent être dominés par une espèce de certains conifères sempervirent, comme l'*Araucaria araucana* (Araucaria), ou *Fitzroya cupressoides* (Alerce) ou *Pilgerodendron uviferum* (Ciprés de las Guaitecas) ou *Austrocedrus chilensis* (Ciprés de la Cordillera) (Veblen et Schlegel, 1982).

Au sud de la région de la forêt Valdivienne, la richesse de la végétation diminue en raison de températures décroissantes. Ainsi il est impossible de trouver dans ces secteurs plusieurs espèces à feuillage persistants et des : ils sont (2) La Région Nord-patagonique (au sud de 43 ° 20

'à 47 ° 30' env.) et la (3) Région Magellanique (au sud de 47 ° 30 ' env.). Elles sont formées par fjords fortement glacés et beaucoup d'îles, avec un temps plus froid que la Région Valdivienne, des précipitations plus uniformes et de faibles amplitudes de température (journalière et saisonnière) (*op cit.*).

Enfin, nous allons mentionner brièvement la régionalisation réalisée par Gajardo en 1994, parce qu'elle semble très appropriée pour définir la forêt existante dans la zone d'étude que nous présenterons plus tard. Compte tenu de la zone Hygromorphique de Pisano présentée ci-dessous (Figure 15), peuvent être distinguées en son sein quatre régions de la classification de Gajardo : Région des Forêts Caducifoliées, la Région de la Forêt Laurifoliée, la Région de la Forêt Sempervirente et des Tourbières et la Région Andine-patagonique.

Ces quatre régions humides de forêts, sont révélatrices du grand déploiement de la zone Hygromorphique à partir de la pointe sud du Chili continental (55 ° lat. S) jusqu'à où les "matorrales" et la végétation sclérophylle laissent les deux cordillères, pour céder la place à la forêt, et s'étendre sur toute la Dépression longitudinale (35 ° lat. S). Dans l'ensemble, et avec des limites approximatives, ces régions répondent à la dite forêt tempérée humide.

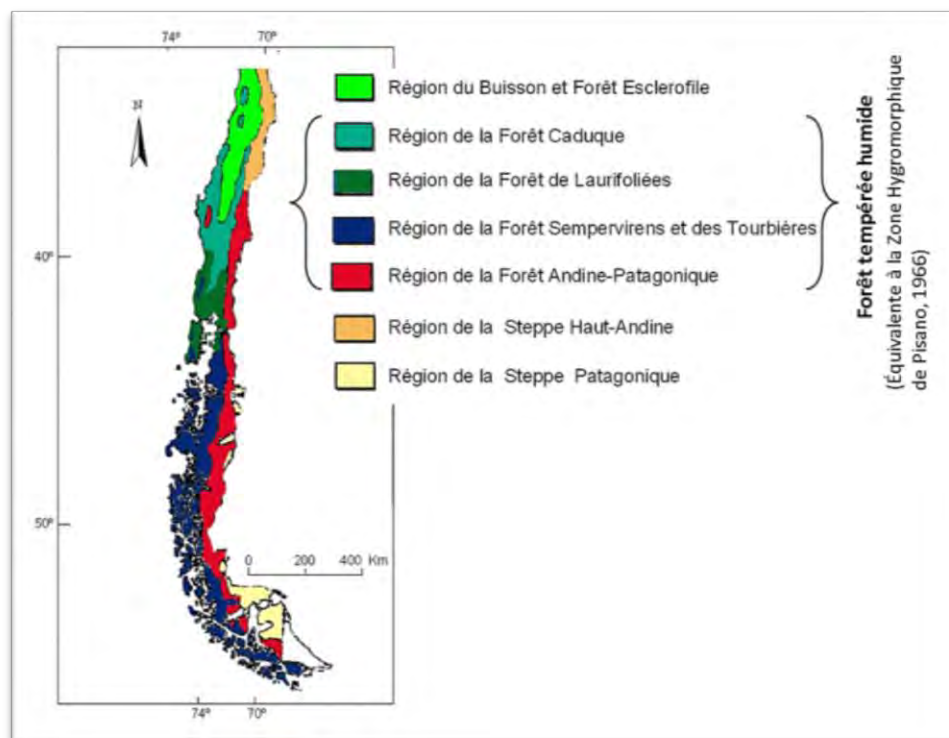


Figure 15 : Régions de végétation du sud de Chili (Source : Elaboré à partir de Gajardo, 1994).

À l'extrémité sud de la région hygromorphique, l'arbre caduc Lenga (*Nothofagus pumilio*) domine la région de la forêt de la Patagonie australe. Dans le nord la faible diversité des espèces caractérise la Région de la Forêt Sempervirente et des Tourbières ; conifères comme l'Alerce (*Fitzroya cupressoides*) ou Cyprès de las Guaytecas (*Pilgerodendron uviferum*) dominant avec accompagnement de *Nothofagus* de feuilles petites et pérennes, à laquelle sont ajoutés les la famille de Podocarpacees. La forêt sempervirente domine également les montagnes littorales au sud de la ville de Valdivia (39 ° 50 ' lat. S) et des communautés d'arbres sont plus denses et plus

riches en espèces et les communautés d'arbustes dans zones humides correspondent couramment à tourbières.

En allant toujours vers le nord, la Région de la Forêt Laurifoliée se distingue par de grands arbres à feuilles persistantes avec une stratification plus complexe, presque comme une jungle. Leur extension géographique est plus petite, la zone coïncide à peu près avec ce que d'autres auteurs ont appelé *Pluviselva* Valdivienne où la forêt est développée dans des conditions d'un climat temperé et humide toute l'année.

Finalement, la zone humide culmine au nord à travers de la Région des Forêts Caducifoliées qui est partiellement insérée à travers la longueur de la Dépression longitudinale (35 ° lat. S). Son climat est semi-humide avec de la sécheresse estivale épisodique (Alberdi, 1995). La strate arborée est dominée par *Nothofagus* à feuilles caduques. La région est fortement anthropisée et très fragmentée. Des communautés dominantes dans cette région sont le Roble (*Nothofagus obliqua*) - Lingue (*Persea lingue*) sur les pentes orientales de montagnes côtières et Roble (*Nothofagus obliqua*) - Laurel (*Laurelia sempervirens*) sur les coteaux au pied de la Cordillère des Andes, également en état de fragments due à l'action humaine intense.

1.3 La protection des forêts : point chaud, et aires et especes à conserver

Dans le monde d'aujourd'hui, il y a 35 hotspots ou points chauds de priorité pour la conservation de la biodiversité, correspondant à des sites où la biodiversité est menacée et où se concentrent au moins 1.500 espèces de plantes vasculaires endémiques (Myers *et al.*, 2000).

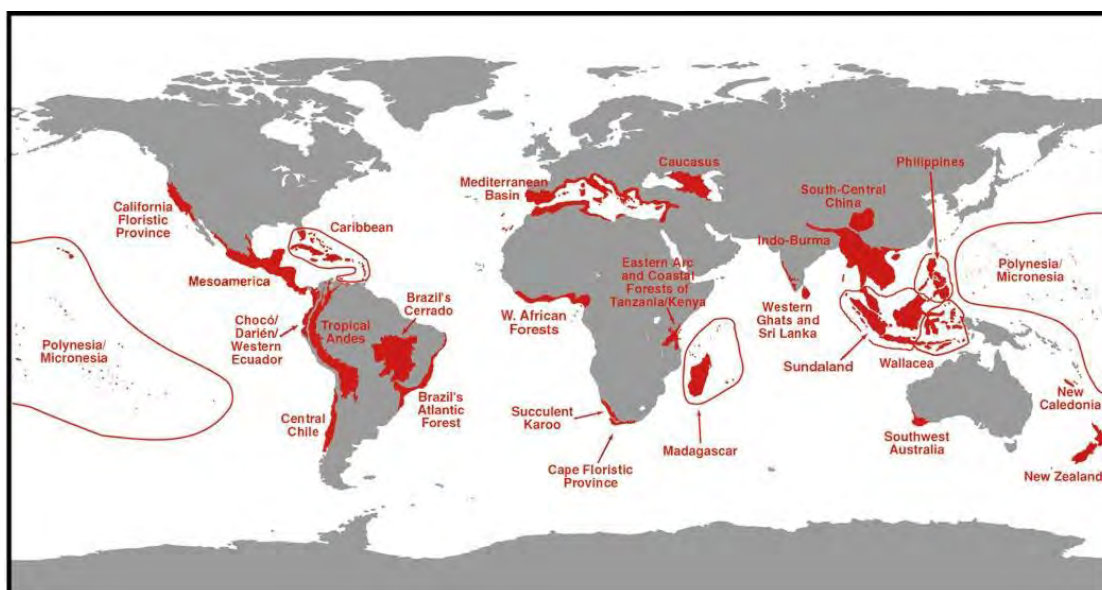


Figure 16 : Points chauds de biodiversité dans le monde (Source : Myers *et al.*, 2000). Remarque : La figure montre 25 points en 2000, mais aujourd'hui ils sont 35.

Au Chili on trouve le hotspot appelé *Chilean winter rainfall-Valdivian forests* (Figure 16), qui est un vaste territoire qui inclut la forêt Nord-patagonique et la Valdivienne et aussi les forêts caducifoliées dominées par plusieurs espèces de *Nothofagus*, la forêt sclérophylle et des matorrales de la zone centrale du pays avec un climat méditerranéen, les déserts de la pluie d'hiver

du nord, et la flore qui se développe au-dessus de la ligne d'arbre dans la Cordillère des Andes et la Cordillera de la Costa (Arroyo *et al.*, 2006).

Dans tout le pays, il y a environ 14,5 millions d'hectares de zones naturelles qui sont protégées par l'Etat au moyen du Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), créé par la loi 18 362 de 1984 et administré par la Corporación Nacional Forestal (Figure 17). Ce système compte actuellement un total de 94 unités de protection qui représentent 19,3 % de la superficie du territoire national, dont 3,9 millions d'hectares sont des forêts natives, ce qui équivaut à 29 % de la superficie totale protégée. Malgré l'étendue de la surface protégée, la répartition des zones de protection montre un déséquilibre territorial ; dans le sens Nord-Sud, plus de 90 % de ces zones sont concentrées au sud du parallèle 37 ° de latitude sud et les régions les plus méridionales du pays (au sud du parallèle 43°30' lat. Sud) groupent plus de 50% des toutes les aires protégées, en laissant sans protection des écosystèmes importants dans les régions plus au nord. Pendant que dans le sens Est-Ouest et depuis le parallèle 43°30' vers le nord, il y a une faible représentation dans la frange ouest, c'est-à-dire la proportion d'écosystèmes protégés correspond en particulier à ceux de la Cordillère des Andes, tandis que dans la Cordillera de la Costa est très peu concernée.

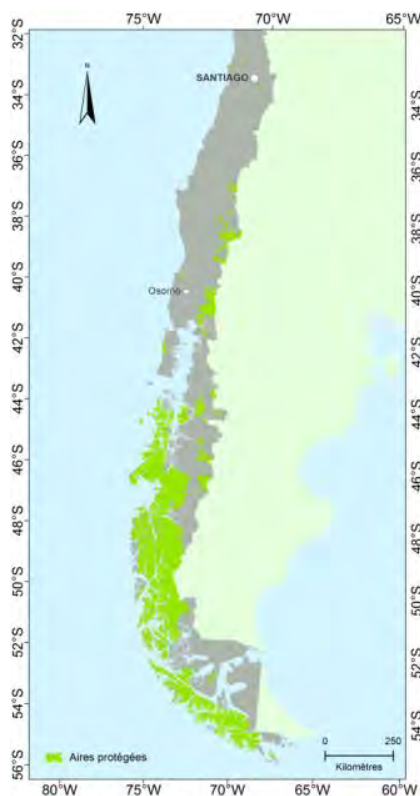


Figure 17 : Le système national d'aires sauvages protégées de l'État (SNASPE) (Source : Cartographie obtenue en 2010 directement du bureau de SINIA : Système national d'information environnementale).

Chapitre 2. La cordillère littorale de la province d'Osorno et caractéristiques écologiques de la zone d'étude

Dans le chapitre précédent ont été présentés, à petite échelle, certaines des principales caractéristiques de l'évolution et de la délimitation biogéographique de la forêt chilienne. Dans ce chapitre, nous allons passer à une échelle plus détaillée pour identifier l'emplacement et la délimitation de la zone d'étude, ainsi que pour la contextualiser au sein de leurs principales caractéristiques écologiques, pour finalement présenter les principales formations forestières.

2.1 La zone d'étude : La Cordillera de la Costa de la province d'Osorno

Comme nous l'avons vu, la Cordillera de la Costa, représente l'un des milieux les plus riches des forêts tempérées du sud de l'Amérique du Sud, avec des caractéristiques locales spécifiques en termes de structure, de composition et d'évolution de la végétation, cruciales pour la compréhension des forêts tempérées du Cône Sud, et même des forêts tempérées de l'hémisphère sud. En outre, ces montagnes abritent encore de vastes forêts relativement « intactes » et continues caractérisées par un degré élevé d'endémisme. De l'autre côté, on y trouve aussi des espaces qui ont subi de lourds dommages. Mais en dépit d'être une zone de végétation riche, elle n'est pas protégée par l'Etat.

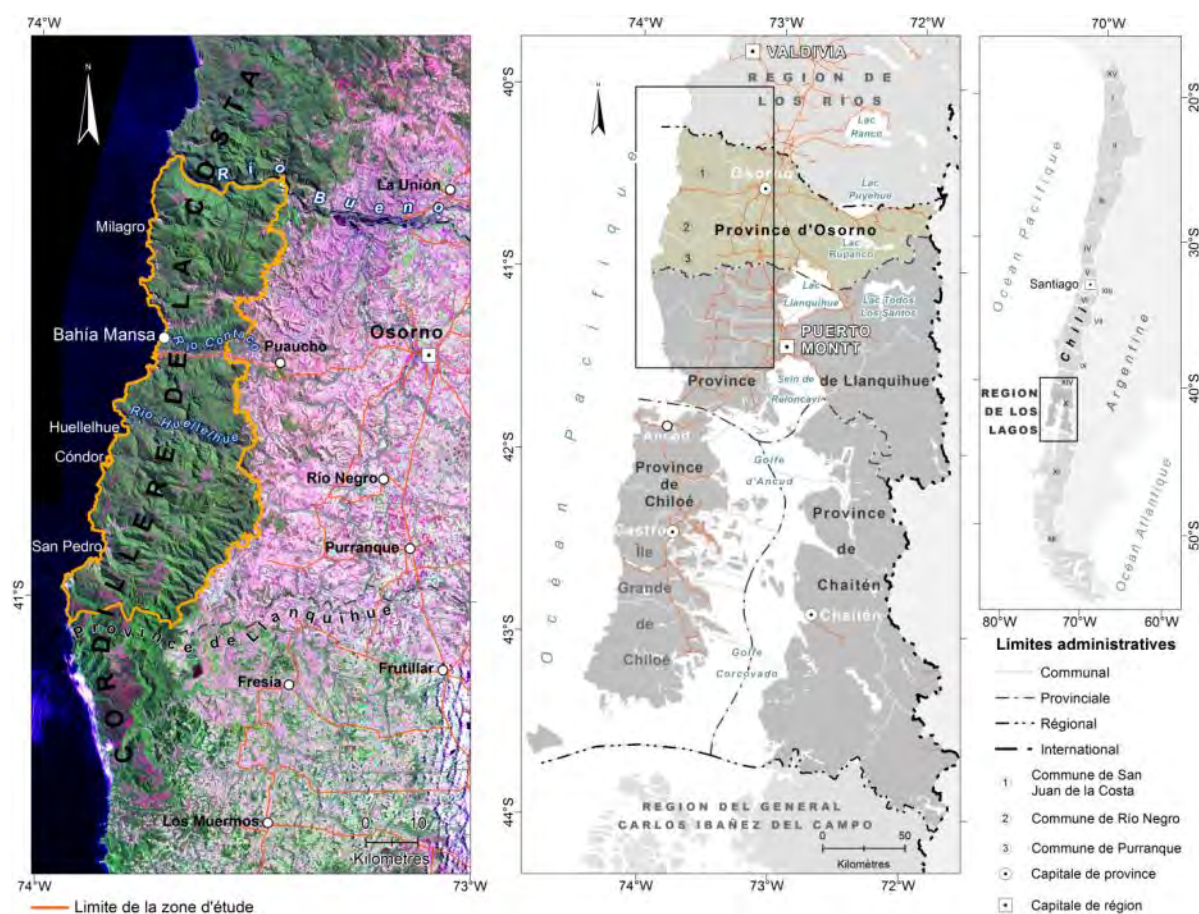


Figure 18 : La zone d'étude dans la Région de Los Lagos (Composition colorée R7, V4, B1 de mosaïque d'images Landsat TM 233/088-25-sep-1986 et TM 233/089-15-Jan-1987).

La province d'Osorno (Figure 18) appartient administrativement à la Région de Los Lagos ou X^{ème} Région et elle est située à l'extrémité nord de cette région et s'étend longitudinalement à partir de la Cordillère des Andes à l'est, jusqu'à la mer à l'ouest, avec une superficie de 922 370 hectares et une population de 221 509 habitants (INE, 2002).

La province possède une portion de la Cordillera de la Costa qui s'étend du nord au sud sur environ 90 kilomètres (41° 15' à 41° 00' latitude Sud) et comprend trois communes : San Juan de la Costa, Río Negro et Purranque (Figure 18), qui dans leur ensemble totalisaient en 2002 une population de environ 50 000 habitants (INE, 2002). Ici, la chaîne de montagnes côtières se divise facilement en deux compartiments orientés nord - sud : à l'ouest se situe une bande clairement montagneuse et accidentée – appelée vernaculairement *Cordillera Pelada* –, avec des altitudes qui peuvent atteindre les 1 000 mètres, un climat très humide et une étendue continue de forêt native (Photo 1) ; à l'est en revanche, un terrain topographiquement plus doux se situe, avec des collines avoisinant les 350 mètres et des conditions climatiques un peu moins humides. Ici la forêt est très anthropisée et fragmentée, remplacée par l'agriculture, l'élevage et des plantations forestières (Photo 2).

L'aire d'étude de cette thèse, avec une superficie de 197 207 hectares, correspond à la première zone. Cette zone a été choisie pour être représentative de la situation des ressources forestières autochtones dans le sud du Chili, mais aussi pour leurs caractéristiques liées à leur richesse floristique et l'importance biogéographique pour la compréhension et la préservation des forêts tempérées. Ainsi que pour son milieu humain particulier qui a permis de préserver d'importants segments de forêt ; plusieurs habitants y partagent également des aspects communs des processus historiques qui ont façonné son identité culturelle et aussi la forêt. En considérant seulement les districts de recensement qui se trouvent dans ce secteur, la population correspondrait à quelques 5 300 personnes, dont approximativement 48 % appartiendraient à l'ethnie Mapuche, sachant qu'il y a des districts où la proportion des Mapuches atteint 70 %.

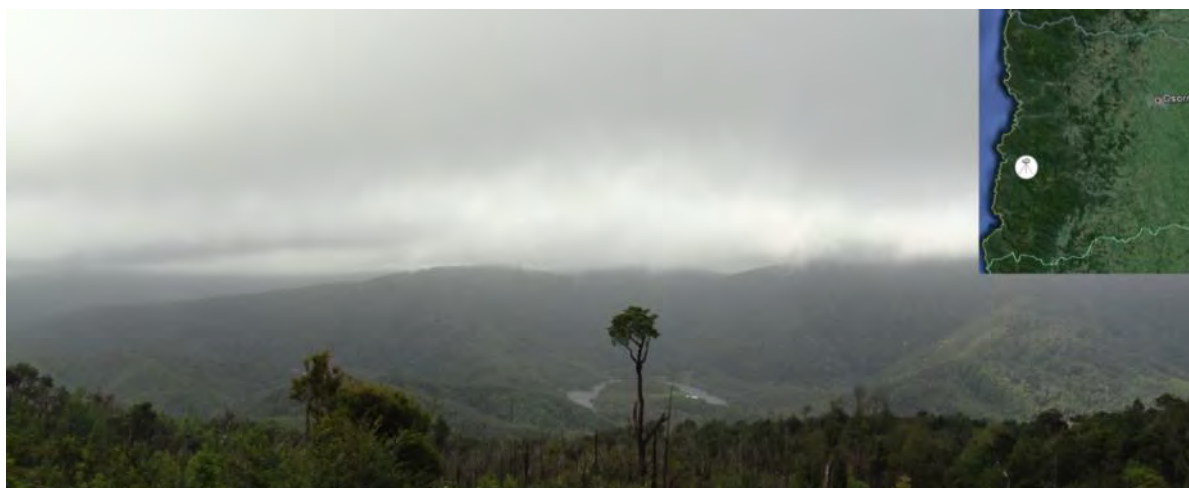


Photo 1 : Secteur de cordillère – *Cordillera Pelada* – dans la commune de Purranque (février, 2012). Photo prise par l'auteur à 280 m d'altitude, dans le secteur de Huelhellhue vers le nord. Sur les pentes en arrière-plan on peut voir des denses forêts de latifoliées sempervirentes.



Photo 2 : Secteur de collines de précordillère sur la limite nord de la zone d'étude (fleuve Bueno). Photo prise vers l'Ouest. En arrière-plan on peut voir le contour des montagnes de la cordillère (octobre, 2010).

Les limites nord et sud de la zone d'étude sont celles de la province d'Osorno. La limite nord est marquée par le Río Bueno, fleuve navigable qui a une longueur de 130 km et dont les eaux proviennent du lac Ranco situé au pied de la Cordillère des Andes. Cette division coïncide avec la frontière entre les régions de Los Lagos et de Los Ríos, se trouvant à une distance de 60 km de la ville de Valdivia, capitale de cette dernière région. Sa limite sud est celle de la commune de Fresia, province de Llanquihue. Cette limite provient de la division d'anciennes exploitations. De manière générale la frontière sud suit le cours de la ligne de hautes montagnes (qui divise les rivières Capitanes et Quedal), puis descend par le cours d'un fleuve (San Luis) jusqu'à la côte. La limite ouest divise la "cordillère" (i.e. la zone d'étude) des collines situées à l'est (la "précordillère"). La ligne de séparation est établie par un système de failles géologiques qui marque un changement brusque de la pente et des altitudes.

2.2 La cordillère littorale de la province d'Osorno : un aperçu de leurs caractéristiques écologiques

2.2.1 Le relief et le substrat rocheux sous la forêt

Le relief chilien se compose de quatre macroformes : la Dépression Longitudinale, la Cordillère des Andes, la Cordillera de la Costa et les Plaines côtières (Figure 19).

La Dépression Longitudinale (ou Vallée Centrale) traverse longitudinalement le pays, depuis l'extrême nord jusqu'au sein de Reloncaví dans la Région de Los Lagos. Son étendue continue parcourt et ses pentes douces permettent la communication et le transport, ce qui a facilité l'installation de la majorité de la population nationale. On y trouve la plupart des activités économiques et en particulier les surfaces agricoles. Cette zone est remplie de dépôts du Quaternaire, volcaniques, fluvio-glaciaires et de glaciaires qui ont laissés ici leurs marques et

formes. La dépression est flanquée par deux chaînes de montagnes qui occupent la plus grande superficie du pays: les Andes et la Cordillera de la Costa.

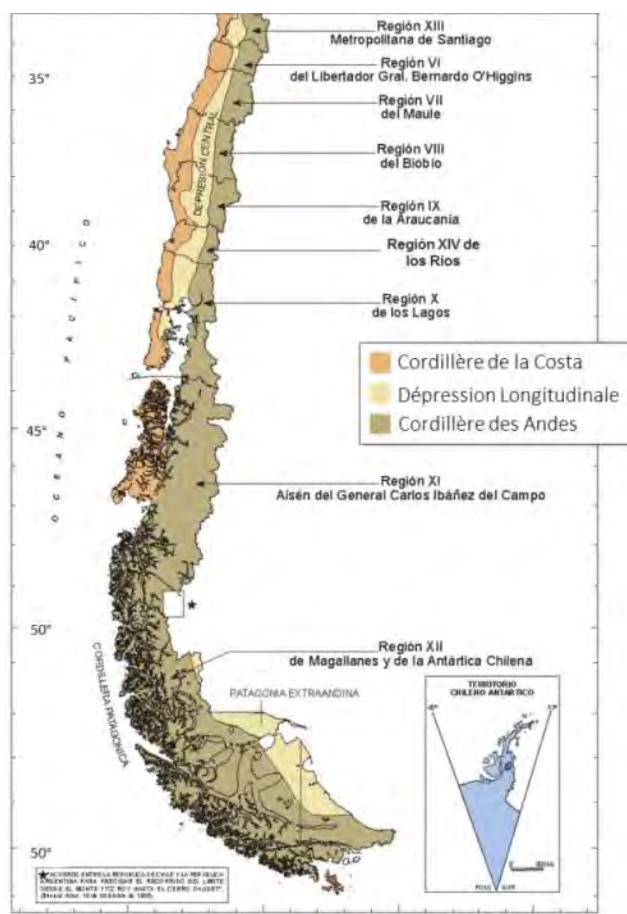


Figure 19 : Principales macroformes et des régions administratives du centre et du sud du Chili (Source : SERNAGEOMIN, 2002).

La Cordillère des Andes est située à l'est de la Vallée Centrale (et elle est à la fois frontière géopolitique avec l'Argentine et la Bolivie). Elle s'étend du nord au sud sur toute la longueur du pays, avec des élévations maximales d'environ 7 000 m dans la zone nord. Elle présente quelques pénétrations vers la Vallée Centrale et un volcanisme actif. Dans la région de Los Lagos, les plus hautes altitudes sont des volcans et fluctuent entre 2000 et 2600 m.

Les Plaines littorales se trouvent entre la cordillère de la Côte (que nous verrons ensuite) et le Pacifique et elles sont distribuées à partir de la limite nord du pays jusqu'à la Région de Los Lagos. Elles ont une surface variable et dans la Région de Los Lagos elles sont peu développées, à l'exception du secteur Maullín (41° 35' S) ; certaines sont occupées par des petites criques des pêcheurs.

La Cordillera de la Costa est située à l'ouest de la Dépression Longitudinale en occupant le bord occidental du Chili, et elle est plus petite en hauteur par rapport à la Cordillère des Andes, malgré que elle a un point culminant de 3 114 m, situé dans le mont Vicuña Mackenna au sud d'Antofagasta (24° 30' Lat sud). Il s'agit d'une chaîne montagneuse très discontinue, qui

s'étend depuis la zone nord du pays (au sud d'Arica ; 23° lat. sud) jusqu'à la Péninsule de Taitao dans le sud (approximativement sur la latitude 46° 30'S).

Telle que décrite Quintanilla (1995), dans le nord désertique, cette cordillère adopte une certaine direction linéaire nord-sud avec de nombreuses falaises vers la mer et qui atteignent plus de 3 000 mètres. Dans la zone du semi-aride du *Norte Chico* (environ entre 27° 30' et 32° 50' de latitude Sud), elle disparaît pour réapparaître au Chili central jusqu'à plus de 2 000 mètres en face de Santiago. Puis, vers le sud, elle se réduit à des groupes de segments tabulaires jusqu'au bassin du Bío Bío (37° Lat. S), en se développant de nouveau sur la partie dénommée Cordillère de Nahuelbuta (approximativement 37° à 38°30' Lat. S) et plus au sud, dans la Région de Los Lagos (entre 40° et 41°S approximativement), la chaîne côtière se présente comme une muraille continue qui sépare la Dépression Longitudinale de l'océan Pacifique. Dans la province de l'Osorno, le maximum atteint 1 042 mètres.

Les massifs composant de la Cordillera de la Costa tout au long du pays, sont structurés dans un ensemble lithologique plus ou moins homogène de schistes et de granits paléozoïques. A l'exception de quelques parties, où affleurent des roches sédimentaires d'âge cénozoïque, comme dans quelques endroits de la Région de Los Lagos, tel que la province d'Osorno qui correspond à un substrat géologique de schistes métamorphiques verts datant du Paléozoïque (Alfaro *et al.*, 1994) mais qui présente aussi une portion de roches sédimentaires du Miocène à l'orient (Figure 20).

D'après le relief, dans la Province d'Osorno on peut distinguer sur la cordillère deux secteurs, dont la délimitation s'ajuste dans ensemble, à la présence d'un système de failles géologiques avec des changements brusques d'altitudes (Figure 20). Ainsi, à l'ouest de ce système on trouve le secteur de la « Cordillère » proprement dite (localement dénommée *Cordillera Pelada*), caractérisé par des massifs montagneux avec des versants à pentes abruptes, altitudes prédominantes au-dessus des 200 mètres et sommets aplatis qui peuvent atteindre des maximums de 700 jusqu'à 1 000 mètres, voire plus. Un caractère distinctif du relief de ces endroits est la remarquable présence de sommets amples et plats ou presque plats – ce qui est dû à d'anciens processus d'érosion – traversées par des ruisseaux ou par de gorges profondes qui arrivent aux pieds de la montagne. L'autre secteur, à l'est, est celui de la « Précordillère », à un relief de collines douces et avec des altitudes inférieures à 350 mètres.

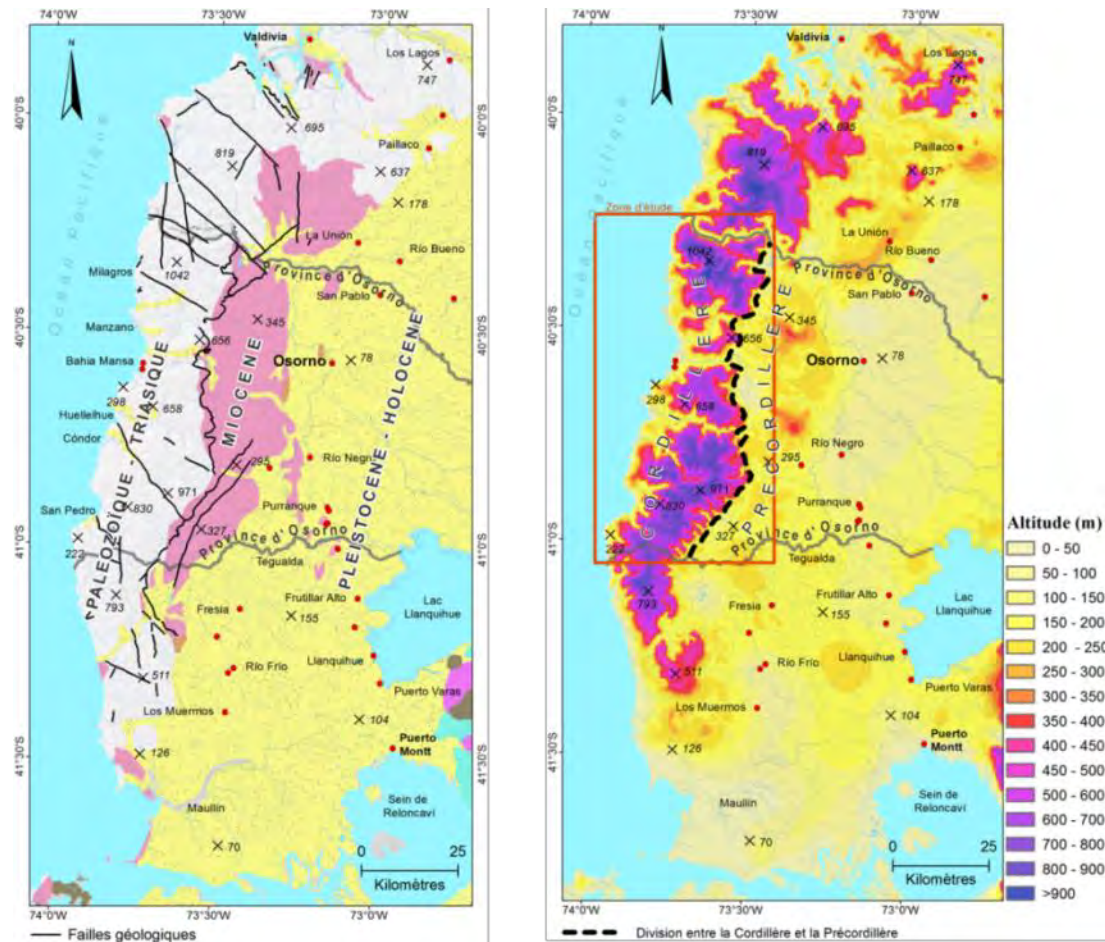


Figure 20 : Géologie et relief de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno. (Remarque : la carte représente les failles géologiques de la zone d'étude et ses environs, et non toutes les failles de la zone couverte) (Source : Géologie : adaptée de SERNAGEOMIN, 2002 ; Relief : Cartographie IGM, 1 : 250 000).

2.2.2 Des températures douces et de fortes précipitations

Les conditions climatiques du sud de Chili selon Romero (1985) sont commandées par la conjugaison de quatre facteurs majeurs :

Les courants atmosphériques, particulièrement les vents d'ouest.

La Cordillère des Andes qui est une barrière naturelle aux courants atmosphériques.

Le courant littoral froid de Humboldt.

La latitude ; les températures diminuent du nord vers le sud ce qui, généralement, est accompagné par l'accroissement progressive des pluies.

Sur les latitudes moyennes dans l'hémisphère sud, les vents dominants de l'ouest, transportent des masses d'air chargées d'humidité qui sont attrapées pour les versants des montagnes occidentales. Dans l'Amérique du Sud, en général, le climat des forêts tempérées est caractérisé par des températures modérées en raison de la forte influence océanique. Le courant froid de Humboldt, qui transporte les eaux subantarctiques du sud, en interagissant avec l'orographie régule les différences de température atmosphérique, ce qui contribue à créer le milieu tempéré (Romero, 1985).

Les Andes mais aussi la cordillère littorale, chacune à son échelle, exercent comme un paravent face aux vents du Pacifique. L'influence persistante de l'activité frontale associée à des vents humides d'ouest des latitudes moyennes provenant de l'océan, qui arrivent aux montagnes, plus l'ascension forcée sur les versants de ces masses d'air humide, déterminent une abondance des précipitations par effet de refroidissement adiabatique de ces masses d'air ascendantes et saturées d'humidité, en atteignant les précipitations plus élevées sur les sommets (Armesto *et al.*, 1996a).

Selon Di Castri et Hajek (1976) dans la Région de Los Lagos il y a une grande prévalence d'un climat classé comme tempéré- pluvieuse avec une influence méditerranéenne au nord de celui-ci, caractérisé par une gamme de températures modérées et des précipitations annuelles élevées. Dans l'ensemble pour la Région, les températures moyennes annuelles sont comprises entre 9 et 10 C° et avec une période estivale fraîche. Les températures négatives sont rares, surtout dans les terrains les plus bas. Vers l'est de la cordillère littorale, à cause de l'effet de barrière aux vents marines, dans la ville d'Osorno on peut trouver un climat moins humide, voire parfois avec de périodes presque sèches en été : *C'est seulement dans la zone située à l'ombre de la pluie, sous le vent de la Cordillère [...], où nous allons trouver certaines caractéristiques de sécheresse* (Fuenzalida, 1950, p.242).

Vers l'ouest il existe une absence de périodes sèches, la neige est très peu fréquente et apparaît surtout sur les sommets. Les figures 21 et 22 montrent les variations annuelles de précipitations et températures. Les stations les plus représentatives de l'environnement montagneux de la cordillère sont les stations côtières de Valdivia et Bahía Mansa situées exposées au vent. Elles enregistrent une pluviométrie annuelle supérieure à 2 000 mm, mais elles sont situées dans des zones de basse altitude. Il faut donc rappeler que les précipitations tendent à augmenter avec l'altitude et elles atteignent probablement près de 3 000 mm vers les sommets. Fuenzalida (1950) note que les précipitations annuelles à Valdivia sont d'environ 2 500 mm, et qu'au sud de cette ville elles dépassent très souvent ce chiffre. Pour la Vallée Centrale les précipitations sont plus basses car les masses d'air ont déjà déchargé une partie de leur humidité sur la cordillère littorale. À Osorno par exemple, les précipitations annuelles fluctuent autour de 1 300 mm.

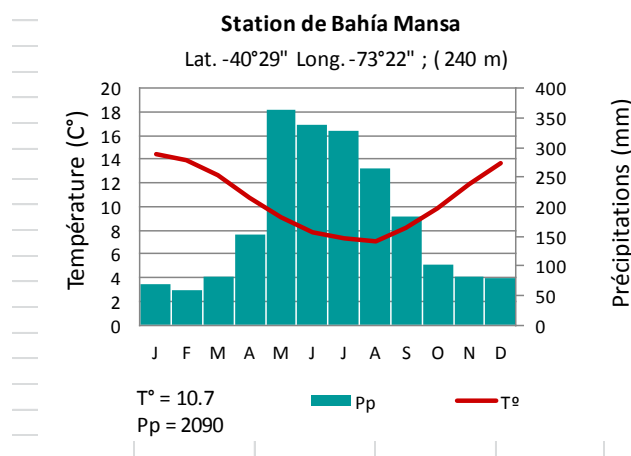


Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la station Bahía Mansa. Commune San Juan de la Costa (Source : Elaboré par l'auteur à partir de données de Montaldo et Medel, 1986).

Sur la base de la station de Bahía Mansa (Figure 22), on peut observer que le régime thermique se caractérise par une température moyenne annuelle de 10,7 ° C, avec une moyenne maximale du mois le plus chaud (Janvier) à 14,4 ° C, et une température minimale moyenne du mois le plus froid (Août) de 7,2 ° C.

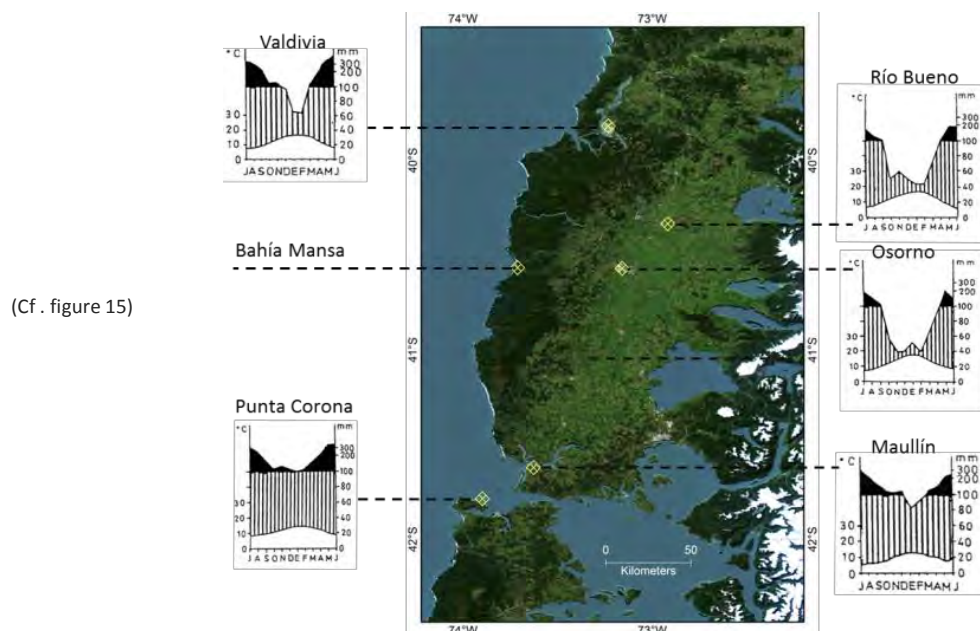


Figure 22 : Stationnes météorologiques et diagrammes ombrothermiques (Sources : diagrammes obtenus de Quintanilla, 1995).

En ce qui concerne à la classification climatique établie par Koeppen, Fuenzalida en 1950 l'a adaptée pour Chili, à l'aire entre Valdivia et Maullín, il correspond à la catégorie *Cfsb*, à savoir un climat tempéré pluvieux de côte occidentale avec une influence méditerranéenne, ces climats se caractérisent par une température du mois plus froid qui peut varier de 18 ° C à -3 ° C, accompagnée d'une humidité constante. L'été est doux parce que les températures restent au-dessous de 22 ° C en moyenne au mois le plus chaud. Aussi, les températures moyennes sont supérieures à 10 ° C pendant au moins quatre mois par an : Fuenzalida souligne qu'à Valdivia *les mois de Janvier et Février reçoivent 63 et 67 mm respectivement, un chiffre qui est insignifiant comparativement à 379 en Juillet et 409 en Juin, mais en partie, à cause des basses températures d'été, ces mois ne peuvent pas être considérés comme des mois secs. Pour pallier cette difficulté, Koppén a créé la catégorie Cfs qui, malgré que les pluies diminuent pendant l'été, il ne peut être considéré comme sèche cette saison* (Fuenzalida, 1950, p.242).

Par ailleurs, la Carte Agroclimatique du Chili (INIA, 1989) englobe la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno à l'intérieur de l'Agroclimat Maullín, de type Frais Marin, qui comprend une frange qui s'étend depuis le sud-est de la ville de Valdivia (40°S) jusqu'au bord oriental de l'Île Grande de Chiloé (43°S). Le régime thermique de cet agroclimat est marqué par une température moyenne annuelle de 10,9°C, avec une moyenne maximale du mois plus chaud (février) de 20,1°C et avec une température minimale moyenne du mois le plus froid (juillet) de 4,0 °C. La température mensuelle moyenne reste supérieure à 10 ° C entre octobre et avril.

2.2.3 Les sols d'aptitude forestière

Vers les secteurs occidentaux de la Cordillera de la Costa de la Région de Los Lagos, existe une grande proportion de sols développés *in situ*, découlés d'un substrat de micaschistes paléozoïques très météorisés. De plus, dans certains secteurs de la marge orientale de la chaîne montagneuse se trouvent des matériaux mixtes, où il est possible de reconnaître des séquences sédimentaires (volcaniques et marines) intercalées avec des phyllites très altérés (Luzio *et al.*, 2001) (Figure 23).

Malgré la longue altération du socle métamorphique ancien et les précipitations élevées, en particulier sur les versants ouest et les sommets, la contribution géologique de nutriments aux sols forestiers serait réduite (FAO-UNESCO, 1971 *in* Armesto *et al.*, 1996a). Selon Luzio (*op cit.*), compte tenu de l'âge des roches mères profondes du sol, il est frappant que l'évolution pédogénétique que montrent les sols soit aussi limitée. Il ajoute qu'il existe aucune preuve morphologique des fonctions d'illuviation d'argile ou de composants organiques.

Sur les montagnes de la Cordillera Pelada tous les sols sont formés à partir de roches métamorphiques (CIREN, 2003 ; figures 20 et 23) ; contrairement au côté est de la cordillère (la precordillera) où il y a des sols développés sur de sédiments marins et volcaniques. Sur les parties les plus hautes et de faible pente de la cordillère, on trouve de manière discontinue des sols podzolisés, de couleur gris foncé, bien, voire excessivement humides, avec une perméabilité faible. Ils sont minces et souvent ils ne dépassent pas les 50 cm de profondeur (*op cit.* ; Peralta, 1975). Sur ces sols sont répartis la plupart des forêts de conifères d'Alerce. Les forêts de latifoliées sempervirentes sont circonscrites aux sols développés sur des pentes plus inclinées. A ce sujet Peralta souligne pour ces lieux qu'*Une analyse générale de la relation sol-plante permet d'observer une relation étroite entre les types de végétation et des sols* (p.15). Pour ces dernières forêts, les sols ne présentent pas de problème de drainage, ils sont plus épaisses (entre 75 et 150 cm) et de couleur rougeâtre foncé à brun. Vers les pentes les plus proches de la ligne de côte et exposés à l'ouest, les sols ont des teintes tirent vers le brun-gris et ils sont modérément humides. Vers l'est, dans la precordillera, il y a différentes classes des sols, situés sur un substrat sédimentaire avec une topographie vallonnée de couleur brun jaunâtre à brun-sombre. En général, ils ont un drainage facile et des profondeurs dépassant les 100 cm en moyenne.

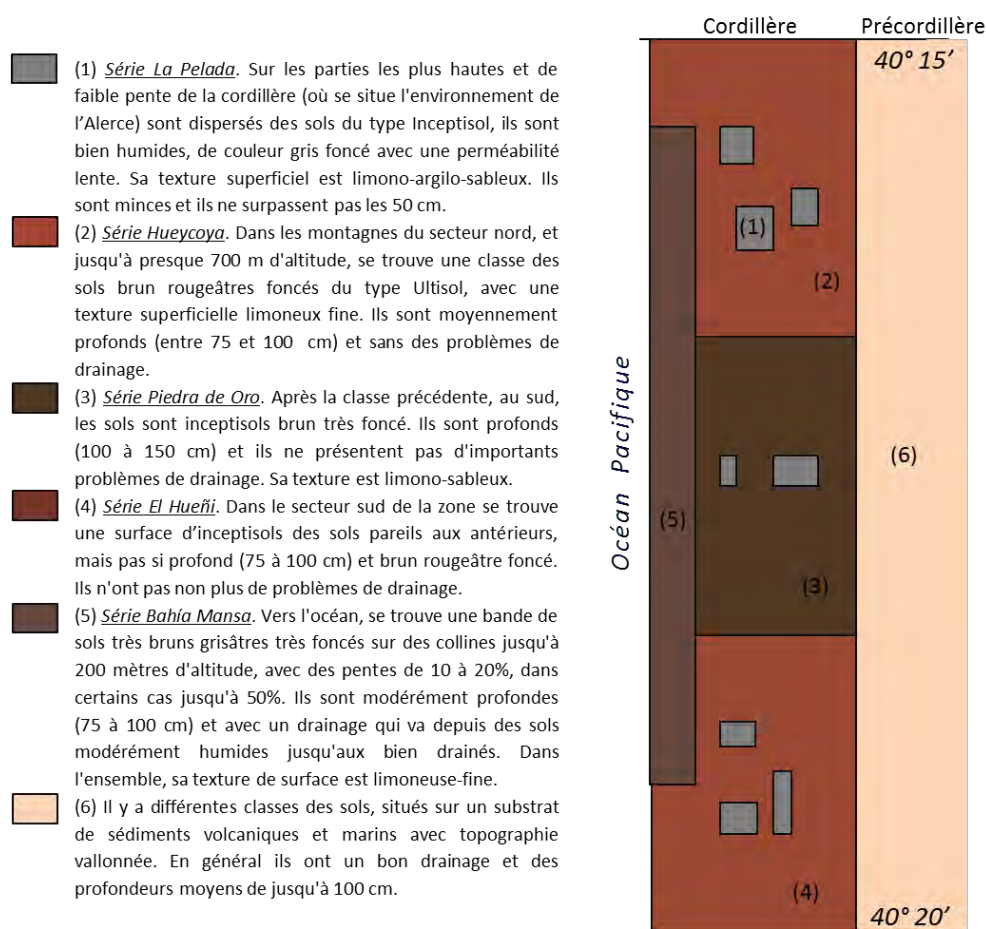


Figure 23 : Schéma des sols de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno (Source : élaboré à partir de CIREN, 2003).

Dans l'ensemble les sols de ces milieux montagneux, possèdent un faible potentiel pour le développement d'une agriculture rentable (Figure 24). Selon le rapport CIREN (2003) dans le secteur de la cordillère dite Pelada (vers l'ouest) il existe la prédominance de la capacité d'usage VII, c'est-à-dire, avec des restrictions élevées pour l'agriculture et aptes presque exclusivement pour l'utilisation forestière. Vers l'est, dans le secteur de la précordillère, les sols appartiennent surtout aux classes IV à VI, qui correspondent aussi aux sols avec une faible valeur agricole, aptes pour des cultures occasionnelles et des prairies, mais qui nécessitent des pratiques de conservation. Les catégories I à II, qui sont en relation avec les sols qui ont les meilleures aptitudes pour l'utilisation agricole sont inexistantes. Et les sols de catégorie III qui sont aptes pour une variété de cultures – mais qui ont besoin de pratiques de conservation – se présentent seulement dans une proportion minimale, mais uniquement dans la précordillère.

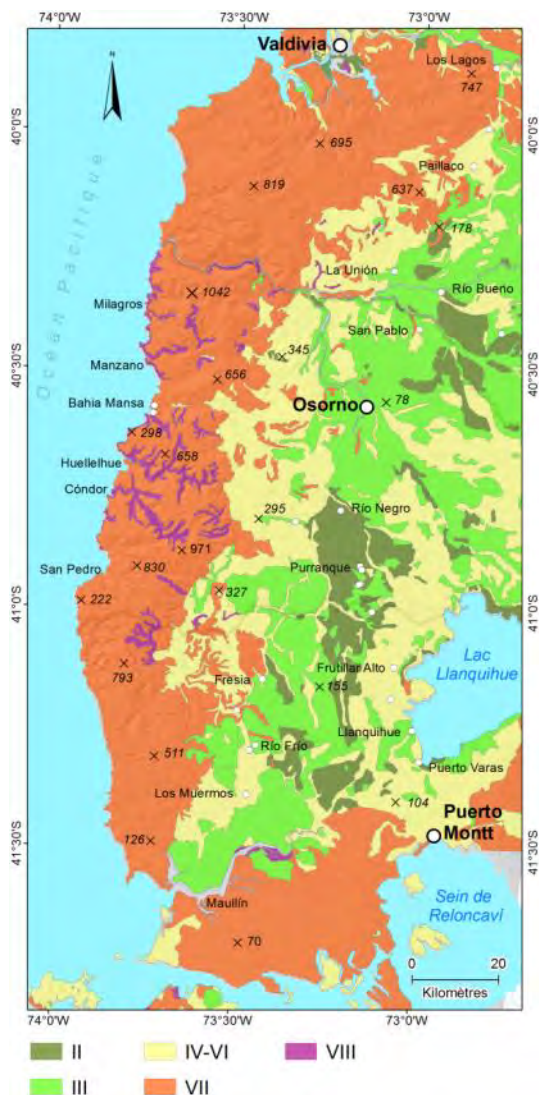


Figure 24 : Capacité d'utilisation agricole des sols. Cordillera de la Costa. Région de Los Lagos (Source : CIREN, 2003).

Actuellement les sols de la pré-cordillère présentent de sérieuses restrictions, la perte de fertilité et le déclenchement des processus érosifs, générés par une mauvaise gestion : à la perte quasi-totale de la forêt originelle dans la précordillère a suivi une utilisation exhaustive des sols pour un système agricole pauvre selon le point de vue de l'efficacité et pour une pratique pastorale de surexploitation des prairies (Santana, 2004).

2.2.4 La forêt naturelle de la cordillère d'Osorno : les latifoliées sempervirentes et le conifère millénaire

Comme il a été mentionné au chapitre présentant les forêts tempérées, elles ont été classées et divisées en différentes régions, où généralement est toujours présente une zone de forêts fermées qui correspond à la zone de la plus grande diversité et richesse d'espèces – surtout des plantes vasculaires⁵ – et à la présence d'essences à feuilles persistantes, souvent dénommée

Classes II - III. Ces sols présentent quelques limitations qui restreignent les choix des cultures ou qui parfois exigent des pratiques de conservation modérées. Ils sont situés sur des terrains plats ou en pente légère. Parfois ils ont des inondations accompagnées de quelques dommages aux cultures.

Classes IV-VI. Ces sols présentent des limitations d'utilisation sévères qui restreignent le choix des cultures et exigent des pratiques de conservation et gestion très prudentes. Du point de vue agricole, les meilleurs sols dans ces catégories peuvent être utilisés pour certaines cultures, des prairies, quelques arbres fruitiers, etc. Les sols plus déficients sont impropres à la culture et son utilisation est limitée aux pâturages et aux forêts.

Classe VII. Ces sols ont des limitations très sévères qui les rendent impropres à la culture. Son utilisation principale est le pâturage et la foresterie. Contraintes du sol sont plus sévères que la classe VI par quelques limitations suivantes qui ne peuvent être corrigées: pentes raides, l'érosion, les sols minces, les pierres, l'humidité, les sels et les conditions climatiques défavorables.

Classe VIII. Ils sont des sols sans valeur agricole, de l'élevage et de la sylviculture. Son utilisation est limitée seulement à la faune, les loisirs ou la protection des bassins versants.

⁵ Plus d'information peut être trouvée chez Smith *et al.*, 2005.

Valdivienne. Pour la province d'Osorno, et en particulier pour la zone côtière, la forêt Valdivienne couvre une proportion importante de la surface. A côté de la forêt Valdivienne se juxtaposent des forêts d'altitude où le conifère Alerce est l'essence la mieux adaptée, et les forêts d'arbres à feuilles caduques avec *Nothofagus* sachant que ces dernières touchent à peine la cordillère et sont situées plutôt sur la précordillère et la Dépression Longitudinale.

Pour décrire ces forêts, nous serons guidés par le travail de classification relativement récent de Gajardo (1994), dont les grandes régions ont été présentées dans le chapitre précédent. Ici, nous présentons les niveaux hiérarchiques plus détaillés, qu'il appelle «Forêts», ces forêts sont à leur tour regroupées en «Sous-régions». La zone côtière à laquelle on s'intéresse se situe concrètement dans deux sous-régions, (1) *la Sous-région de la Forêt Laurifoliée de Valdivia* et la (2) *Sous-région de la Forêt Sempervirente avec de Conifères*. Une troisième sous-région, la (3) *Sous-région de la Forêt Caducifoliée de la Plaine* est présente dans l'ouest de la province d'Osorno avec la catégorie *Forêt Caducifoliée du Sud*, mais nous ne la considérerons pas, parce qu'elle monte minimalement sur le secteur de la cordillère que nous avons délimitée (Figures 18 et 20).

La distribution et la classification de Gajardo a été développée à partir de la revue de littérature et sur le travail de terrain. La cartographie présentée à la figure 25 fait partie de cette publication ; nous l'avons numérisée et géoréférencée. Son échelle originale sur papier est d'environ 1 : 2 000 000. Par conséquent nous la prenons plutôt comme un schéma de référence, qui nous aide à comprendre les caractéristiques et la structure spatiale de la forêt autochtone dans la zone d'étude. En outre, nous considérons que la classification s'adapte à l'idée que nous nous sommes forgés de la zone d'étude à travers des observations sur le terrain et de la télédétection, à savoir la présence de deux grands groupes de forêts, une formation dominée par essences à feuilles persistantes et bien diversifiée, répartie sur les versants, et l'autre groupe, des conifères d'Alerce sur les sommets à pentes douces et avec une diversité inférieure.

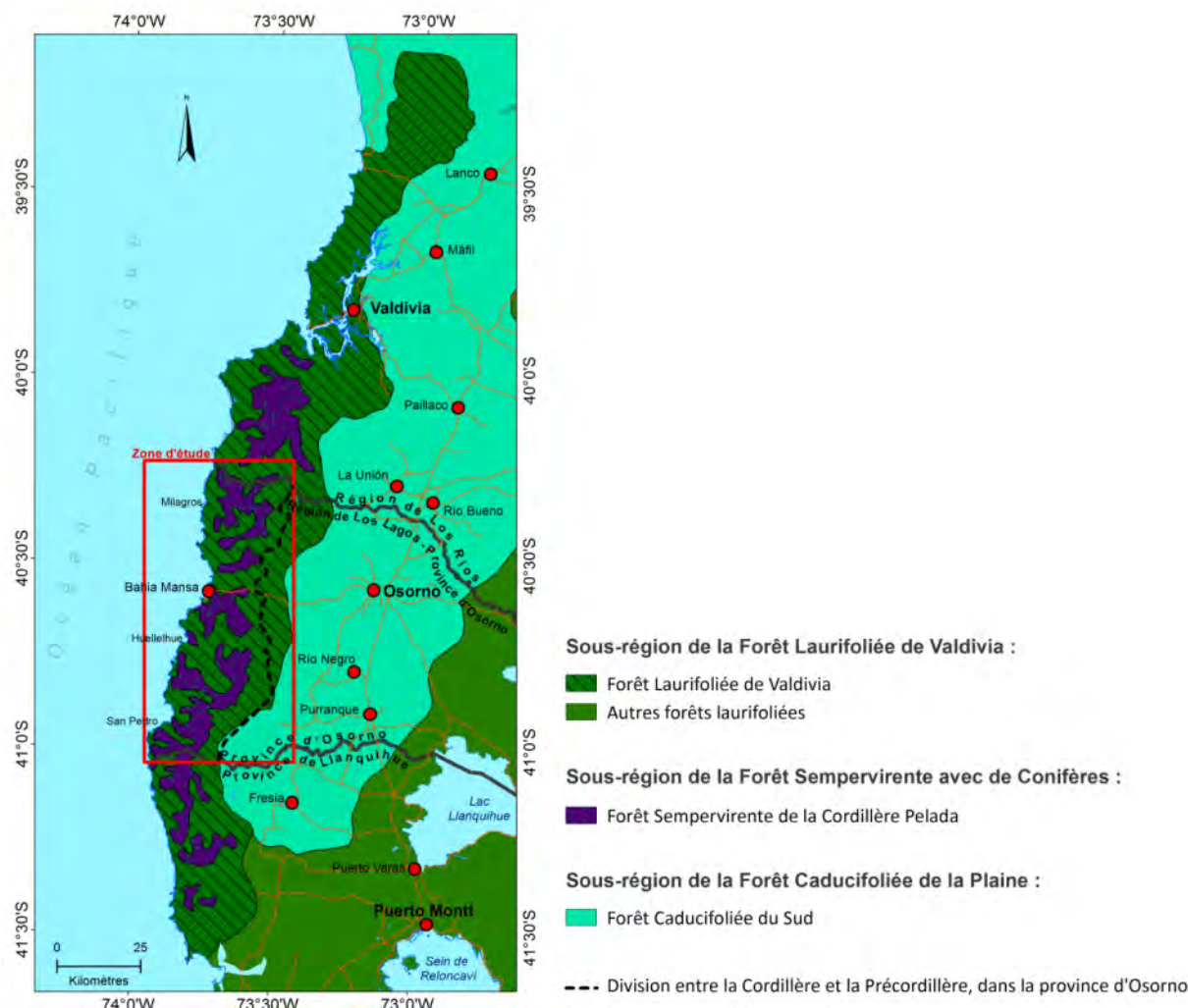


Figure 25 : Classification des forêts de la province d'Osorno. Région de Los Lagos (Source : élaboré par l'auteur à partir de Gajardo, 1994).

La Forêt Laurifoliée de Valdivia

Selon Gajardo (1994) cette forêt forme la partie de la *Sous-Région de la Forêt Laurifoliée de Valdivia*, qui englobe une grande partie des forêts de la zone des régions administratives de Los Lagos et Los Ríos ; elle est localisée de préférence sur des lieux qui ont été moins touchés par les glaciations quaternaires et par l'activité volcanique. Comme son nom l'indique, ces forêts sont composées d'arbres à feuilles persistantes, particulièrement dominantes dans la strate supérieure.

Les conditions favorables de température dans la Sous-Région, en particulier pendant l'été, permettent une plus grande diversité floristique et aussi la pénétration sur les versants orientaux de la cordillère littorale d'espèces appartenant à la forêt de feuillues caduques, en particulier ceux des forêts de chênes, el « Roble » (*Nothofagus obliqua*) (*op cit.*).

La *Forêt Laurifoliée de Valdivia* est répartie presque exclusivement sur la cordillère littorale, par le nord depuis le fleuve Toltén (39° 07' sud) et au sud jusqu'à le nord de l'embouchure du fleuve Maullín (41° 30' sud), en occupant surtout les terrains le plus montagneux de la Cordillera de la Costa. La forêt se trouve particulièrement sur les versants d'altitude moyenne, et vers l'océan elles arrivent jusque'au pied de la montagne et presque la mer. Dans ces forêts

valdiviennes un mélange de communautés végétales riches sont réparties dans les différentes strates sous la canopée des grands arbres atteignant 20 à 40 mètres et parfois plus, où les espèces dominantes varient d'un endroit à l'autre. Les espèces qui, presque toujours, forment la partie des communautés arborées sont le « Olivillo » (*Aextoxicon punctatum*) surtout sur les versants vers la mer (Photo 3), et le « Ulmo » (*Eucryphia cordifolia*). Egalement on peut observer d'autres grands arbres à feuillage persistant, comme le « Coigüe » (*Nothofagus dombeyi*) qui peut dépasser 40 mètres de hauteur (situés surtout sur les versants de l'Est), aussi la « Tapa » (*Laureliopsis philippiana*), le « Laurel » (*Laurelia sempervirens*), « Lingue » (*Persea lingue*), le Canelo (*Drimys winteri*), le « Tineo » (*Weinmannia trichosperma*). Ces grands arbres sont entremêlés avec d'autres espèces de statures en peu inférieures (entre 15 et 20 m, parfois 25), tel que le « avellano » (*Gevuina avellana*) et les myrtacées « Arrayán » (*Luma apiculata*) et la « Luma » (*Amomyrtus Luma*), le « Meli » (*Amomyrtus meli*) (Photo 4), et d'autres plus petits : le « Fuinque », « Notro », « Tiaca », « Avellanillo », « Tepú », entre beaucoup d'autres.

Gajardo (*op cit.*) identifie quatre principales communautés d'espèces d'arbres souvent associées dans cette forêt :

Aextoxicon punctatum – *Eucryphia cordifolia* (Olivillo – Ulmo)

Nothofagus dombeyi – *Podocarpus salignus* (Coigüe – Mañío de hojas largas)

Eucryphia cordifolia – *Weinmannia trichosperma* (Ulmo – Tineo)

Persea lingue – *Eucryphia cordifolia* (Lingue – Ulmo)

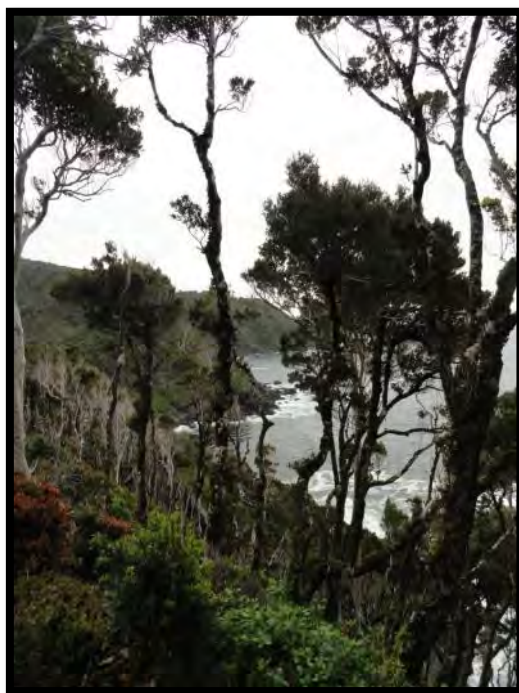


Photo 3 : Forêt littorale d'Olivillo (*Aextoxicon punctatum*). Cordillera de la Costa de la Provincia d'Osorno. 2010.



Photo 4 : Forêt avec présence de Luma (*Amomyrtus Luma*) et Melí (*Amomyrtus meli*). Cordillera de la Costa de la Provincia d’Osorno. 2010.

Quintanilla (1995) en coïncidant approximativement avec la localisation de Gajardo (*op cit.*) appelle cette zone végétale de la cordillère, *Forêt Sempervirente Ombrophile Tempérée de Latifoliées*. Il mentionne que les espèces peuvent y atteindre des hauteurs considérables (jusqu’à 40 mètres) et que les prédominantes sont principalement la *Laurelia philippiana*, *Laurelia sempervirens*, *Eucryphia cordifolia*, *Weinmannia trichosperma*, *Persea lingue*, *Drimys winteri* et le chêne (*Nothofagus obliqua*). Mais il convient de noter qu’il n’y a pratiquement pas ce chêne dans les montagnes de la cordillère. Il se localise sur les collines orientales et la Dépression longitudinale. L’auteur ajoute que ces forêts ombrophiles, « *recouvrent les versants occidentaux et orientaux de la Cordillère de la cote, atteignant des altitudes d’environ 600 et avec une plus grande densité vers la façade du Pacifique, et descendent de façon notoire vers l’est – la Dépression latitudinale – où elles ont été éliminées intensivement* », mais ici, aujourd’hui quelques bosquets survivent avec des espèces dispersées comme : *Nothofagus obliqua* et *Laurelia Sempervirens* (*op cit.* p.21).

Vers la limite nord, cette forêt est très anthropisée et elle montre une certaine présence de composantes sclérophylles. Par opposition, vers le sud, la composition des forêts devient plus exubérante, composée par quelques espèces et familles d’affinité *tropicale* (Quintanilla, 1983, p.127).

Les fougères, les mousses et les lichens sont également des éléments abondants de la forêt valdivienne, elles se développent au sol ou sur des arbres et des troncs d’arbres tombés. Dans les habitats plus humides, des nombreuses épiphytes poussent sur les troncs et les branches des arbres. Les fougères peuvent atteindre 2 mètres de hauteur, les plus courants sont ceux des genres *Blechnum* et *Hymenophyllum*. Ils dominent parfois certaines étapes de succession dans les endroits de la forêt qui ont été brûlés (Photo 5). A cause de la grande densité et exubérance que possède la couche végétale, ainsi que par la grande richesse d’épiphytes, de lianes, de fougères et

de grandes herbes, parfois on dénomme ces formations comme *jungle* et on les compare aux forêts océaniques de la Tasmanie et de la Nouvelle Zélande, avec un caractère semi tropical (Quintanilla, 1983).



Photo 5 : Des fougères après un incendie de forêts. Cordillera de la Costa de la Provincia d’Osorno. 2012.

Donoso (1998), inclut une grande partie de cette forêt, dans ce qu’il dénomme le *Type Forestier Sempervirent* et qu’il définit en fonction de sa composition multi spécifique des espèces laurifoliées et exclut également les communautés forestières dominées par des conifères, où l’humidité peut être un problème pour le développement de la végétation, par excès et non par manque d’humidité (Donoso, 1993 *in* Fuentes, 1994). L’auteur souligne que les communautés qui constituent le Type Forestier Sempervirent sont formées d’espèces adaptées aux conditions de pluviosité et d’humidité élevées qui se situent géographiquement entre les 38° 30’ et les 47° Lat. Sud (Figure 26). Sur les versants orientaux de la Cordillera de la Costa, la forêt sempervirente se mêle à d’autres types forestiers composés par espèces de *Nothofagus*, par exemple le Type « Coigüe-Raulí-Tepa » (*N. dombeyi*- *N. alpina*- *Laurelia philippiana*) et le « Roble-Raulí- Coigüe » (*N. oblicua*-*N. alpina*-*N. dombeyi*) à mesure que l’altitude descend (Donoso, 1993).

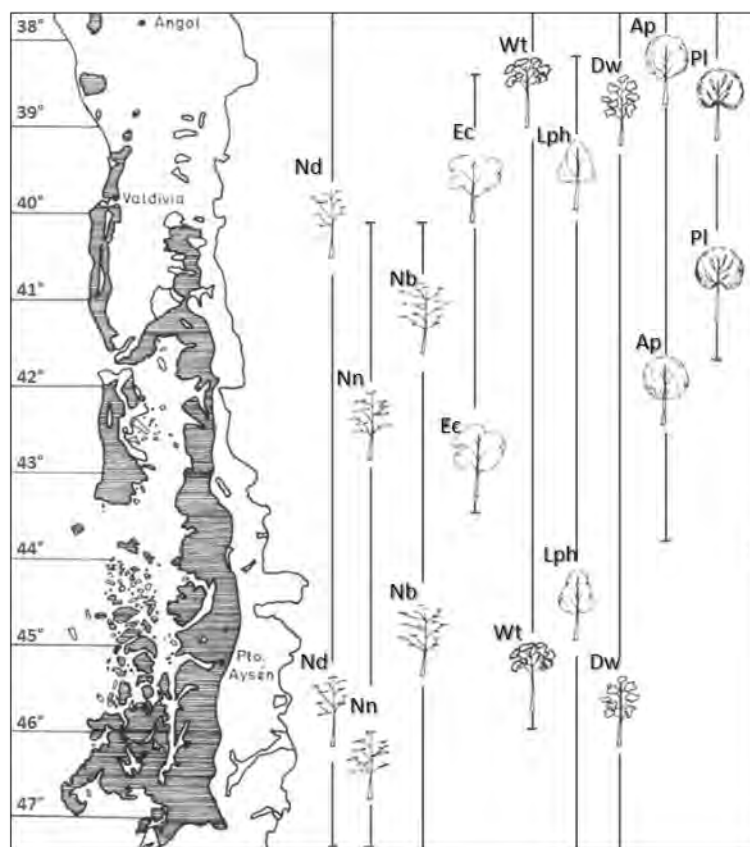


Figure 26 : Répartition du Type Forestier Sempervirent (Nd = *Nothofagus dombeyi*, Nn = *Nothofagus nitida*, Nb = *Nothofagus betuloides*, Ec = *Eucryphia cordifolia*, Wy = *Weinmannia trichosperma*, Lph = *Laurelia philippiana*, Dw = *Drimys winteri*, Ap = *Aextoxicon punctatum*, Pl = *Persea lingue*) (Source : Donoso, 1998).

Dans la cordillère de la Costa entre le fleuve Valdivia (39° 50' Lat. S) et Maullín (41° 35' Lat. S), le type Forestier Sempervirent se trouve – et s'entremêle – avec le Type Forestier Alerce (Figure 27), où il est fréquemment remplacé par l'Alerce surtout dans les parties les plus élevées de la cordillère (Donoso, 1998).

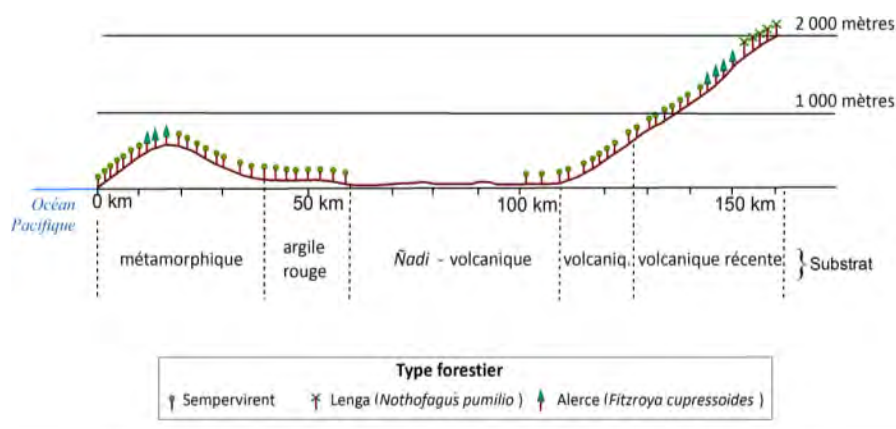


Figure 27 : Profil transversal de la distribution longitudinale et altitudinale du Type Forestier Sempervirent (Los Muermos – Volcan Calbuco 41°20'S) (Source : Elaboré à partir de Donoso, 1998).

Cette forêt a toujours été très anthropisée pour y développer des activités comme l'élevage, l'agriculture et la plantation d'arbres exotiques. Cependant, elle présente encore de grandes masses continues de forêts, en particulier dans la zone la plus montagneuse du littoral, autrement dit, de la *Cordillera Pelada*.

La Forêt Sempervirente avec de Conifères de la Cordillère Pelada : l'Alerce

Cette forêt (Figure 25) appartient à la grande *Région de la Forêt Sempervirente et des Tourbières* et à la Sous-Région dénommée *Forêt Sempervirente avec de Conifères* qui dans son ensemble, se caractérise par la présence d'une structure peu diversifiée, une canopée ouverte et une strate arbustive dense. Les conifères comme l'Alerce (*Fitzroya cupressoides*) et le « Ciprés de la Guaitecas » (*Pilgerodendron uviferum*) sont souvent les espèces prédominantes dans ces forêts, couramment accompagnées d'essences pérennes de *Nothofagus* de petites feuilles tels que le « Coigüe de Chiloé » (*Nothofagus nitida*) « Coigüe de Magallanes » (*Nothofagus betuloides*), et parfois le « Coigue » (*Nothofagus dombeyi*) (Gajardo 1994). L'auteur prolonge la Sous-région vers le sud jusqu'à 45 ° 30 ' de latitude sud, où se trouvent toujours le Ciprés des Guaytecas et les *Nothofagus* à petites feuilles persistantes sur les versants bas et dans les vallées occidentales des montagnes patagoniques. Au nord, la Sous-région commence sur les sommets de la Cordillera de la Costa de la province de Valdivia, c'est-à-dire un peu au nord de notre zone d'étude (39° 55' S). Tandis que la *Forêt Sempervirente avec de Conifères de la Cordillère Pelada* comprend les provinces administratives de Valdivia, Osorno et Llanquihue, et leur distribution dans le sud, atteint le parallèle 41 ° 25 ' Sud.

L'espèce d'arbre le plus caractéristique qui domine dans cette forêt est l'Alerce (Photo 6). Il peut être accompagné du *Nothofagus* à feuilles persistantes tels que notamment le *Nothofagus nitida* et parfois le *Nothofagus betuloides* et occasionnellement le *Nothofagus dombeyi*. Aussi il est fréquent de trouver des conifères comme les « Mañíos » (espèces de la famille *Podocarpacea*), aussi des latifoliées comme le *Drimys winteri* et très fréquemment l'arbuste pérenne de la famille Myrtacée « Tepú » (*Tepualia stipularis*).

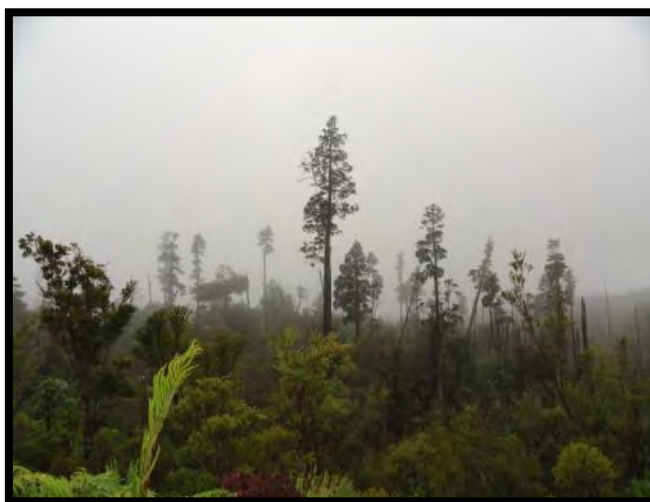


Photo 6 : Forêt d'Alerce en régénération. Commune de Río Negro. Cordillera de la Costa. Province d'Osorno. 2012.

C'est un milieu caractérisé par la présence de précipitations très élevées et des températures relativement basses et stables, avec un relief à pentes douces, sols minces et humides, vents fréquents, ce que constitue un handicap pour le développement de plusieurs espèces végétales. Il en résulte une diversité peu abondante des espèces en comparaison aux forêts mentionnées précédemment. Il y a même des endroits où ces conditions environnementales sont plus extrêmes ce qui se manifeste par un port court et touffu des espèces d'arbres (Donoso, 1993).

La répartition de certaines espèces dans ces milieux de sommets, est expliquée comme une formation de relict, produit des avances tardiglaciaires de la toundra et des forêts subantarctiques depuis le sud pendant les périodes froides du Pléistocène, et qui finalement sont montés durant l'Holocène pour s'installer sur les sommets du littoral (Villagrán et Armesto, 2005). Parmi les espèces qui habitent maintenant ces lieux, certaines présentent une distribution plus continue au sud de la zone d'étude, dans les forêts subantarctiques actuelles, dominées par plusieurs espèces de Nothofagus (p.ex, *N. pumilio*, *N. antartica*, *N. nitida* et *N. betuloides*) et de conifères (comme *Fitzroya cupressoides* et *Pilgerodendron uviferum*), alternant avec des fragments de Toundra Magellanique (*op cit.*). Dans la cordillère côtière, ces espèces ont survécu grâce aux passés conditions climatiques qui prévalent aujourd'hui.

Ici le tapis végétal a été fortement modifié par des incendies dans le passé et aujourd'hui ils persistent les troncs debout d'arbres morts. L'Alerce est la ressource forestière plus appréciée dans l'histoire de la forêt chilienne, et il a été brutalement exploité. Aujourd'hui il est répertorié comme *espèce en danger* sur la liste rouge de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature)⁶. La beauté et la qualité de son bois – fortement résistant à l'humidité et à la pourriture – ont fait que son utilisation est très appréciée depuis longtemps au point de devenir un trait culturel. On peut observer des constructions anciennes de plus de trois siècles d'ancienneté dans la Région de Los Lagos, qui sont intactes malgré l'humidité du climat de la zone. Ce conifère, est un arbre gigantesque, qui peut atteindre jusqu'à 50 m de hauteur⁷ et 3 mètres ou plus de diamètre, taille qu'il atteint après beaucoup d'années, sa croissance est extrêmement lente, annuellement millimétrique. Sa longévité peut atteindre en moyenne 10 siècles et plus (Muñoz, 1971, *in* Quintanilla, 1983). De plus, *F. cupressoides* a donné une place primordiale dans les études dendrologiques pour connaître le climat du passé (Lara et Villalba, 1993).

Fitzroya cupressoides se trouve exclusivement dans les forêts tempérées du Chili et l'Argentine (Figure 28). La plus grande proportion de celles-ci sont au Chili, actuellement distribuées entre le parallèle 39°50' et les 43°30' de latitude sud, où ils croissent dans des environnements à forte humidité édaphique ou climatique et surtout sur des sols minces à drainage lent où les précipitations dépassent généralement 3 000 mm par an (Ramírez et Riveros, 1975 ; Donoso, 1993 ; Quintanilla, 1983).

⁶ Disponible sur : <http://www.iucnredlist.org/> ; consulté le 20 juin 2012

⁷ Selon Ramírez et Riveros (1975) il peut atteindre 60 mètres

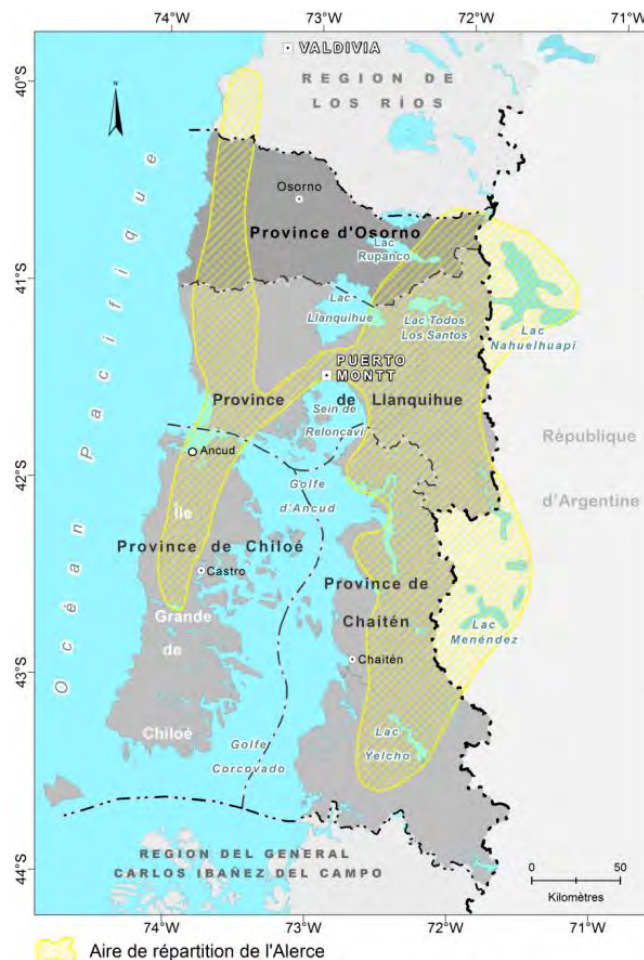


Figure 28 : Aire de répartition potentielle des forêts d'Alerce (*Fitzroya cupressoides*) (Source : Ramírez et Riveros, 1975).

D'après Donoso (1995), on peut distinguer trois types d'habitats, où occure *F. cupressoides* : (1) les habitats développés sur la Cordillère des Andes aux altitudes moyennes et hautes et sur un substrat volcanique, (2) dans la Valle Centrale sur terrains bas et plats et d'un faible drainage et (3) sur la Cordillera de la Costa, dans altitudes moyennes et hautes, sur un substrat métamorphique et notamment situés dans les plus hautes parties de la cordillère avec des pentes plus douces, où les autres espèces associées ont de plus en plus de difficultés à se développer, conférant ainsi à l'Alerce des avantages de compétition.

Selon Gajardo (1994) les forêts d'Alerce de la cordillère littorale sont situées sur des sommets et sur les versants hauts où il y a un paysage très modifié en raison des incendies. L'auteur identifie deux types de communautés qui tous les deux forment des complexes végétaux avec une structure peu diversifiée, une canopée relativement ouverte et une strate arbustive dense:

Fitzroya cupressoides - *Tepualia stipularis* : De préférence, situés sur les versants et des plateaux plus humides.

Fitzroya cupressoides - *Oreobolus obtusangulus* : C'est une forêt située sur les sommets ou dans les parties supérieures des versants à faible pente, en contact direct avec les végétaux de la tourbe. Elle a une canopée couverte et elle n'atteint pas une altitude élevée ; sa strate arbustive est dense, et il y a des herbes pérennes.

Ramírez et Riveros (1975) décrivent la composition floristique et phytosociologique d'une forêt d'Alerce sur la Cordillera de La Costa (40° 10' sud) et aussi de la végétation secondaire qui s'y installe après des incendies ou des déboisements. Dans le premier cas, la forêt est dominée par *F. cupressoides* avec des hauteurs jusqu'à 40 m. On note la présence de *Nothofagus betuloides* et de *Drimys winteri*. D'autres espèces arborées sont rares, la strate arbustive est courte avec des hauteurs qui ne dépassent pas 2 m et elle est composée de *Chusquea nigricans*, *Desfontainea spinosa*, *Philesia magellanica*, *Berberis serratodentata*, *Ugni candollei*, et dans certains secteurs le Tepú (*Tepualia stipularis*) est abondante. Dans la strate herbacée dominant *Oreobolus obtusangulus*, *Blechnum magellanicum* et *Asteranthera ovata*.

Au sujet des secteurs détériorés à cause du feu et/ou par exploitation, Ramírez et Riveros (1975) soulignent qu's'y étendent des individus d'Alerce morts avec ses troncs dressés dont quelques uns montrent des traces d'incendies (Photo 7). Ces derniers sont mélangés à des Alerces vivants qui ont réussi à échapper au feu. Les arbres y présents sont peu nombreux et n'excèdent pas 4 mètres de hauteur. Parmi les plus importants on compte *Embothrium coccineum*, *Weinmannia trichosperma* et *Lomatia ferruginea*. Mais l'espèce dominante est *Baccharis magellanica*, petit arbuste qui ne dépasse pas 1 mètre de hauteur. Dans cette strate se trouvent aussi d'autres arbustes comme *Chusquea nigricans*, *Ugni candollei*, *Philesia magellanica*, *Berberis serrato-dentata*, etc. La strate herbacée est très semblable à celui-là de la forêt primitive.



Photo 7 : Forêt d'Alerce brûlée avec régénération de *Tepualia stipularis*, *Fitzroya cupressoides*, *Nothofagus betuloides* et *Drimys winteri*, *Chusquea* sp., et *Embothrium coccineum*. El Mirador. Commune Purranque. Cordillera de la Costa. Province d'Osorno (novembre 2010).

2.3.La Cordillère littorale du sud: un refuge biogéographique

Comme mentionné plus haut, la végétation forestière actuelle du cône sud de l'Amérique est liée à des transformations géologiques et spécialement aux changements de climat et de végétation durant les glaciations du Pléistocène. Au cours de cette évolution, les montagnes de la Cordillera de la Costa ont joué un rôle très important dans le développement historique de la végétation des forêts tempérées du sud du Chili, à la fois pour son substrat géologique ancien que

pour son rôle de refuge pour la flore provenant d'autres milieux (Armesto *et al.*, 1996b ; Villagrán et Armesto, 2005).

Selon quelques scientifiques, et comme il a déjà été indiqué, l'aspect le plus remarquable de l'histoire récente de la Cordillera de la Costa est la persistance, sur des zones localisées, de forêts pendant la dernière période glaciaire (Villagrán, 1985), ce qui n'est pas le cas de la Cordillère des Andes, dont les vallées et les sommets furent complètement couverts par des glaciers, particulièrement au sud des 38° Lat. Sud. Selon Mardones (2004) dans sa publication "*La Cordillera de la Costa: caracterización físicoambiental y regiones morfoestructurales*" souligne que *l'importance de la Cordillera de la Costa réside dans l'histoire du biote qui y existe, car, son ancienneté géologique dépasse celle de la cordillère andine, et dans ses conditions climatiques particulières, modérées par la proximité de l'océan et par la présence constante de brouillards dans son versant océanique.*

La dernière expansion significative des glaciers a été la glaciation Llanquihue (Heusser et Flint, 1977), il y a environ 40 000 à 15 000 ans, et le maximum des calottes glaciaires, a eu lieu il y a environ 20 000 ans (Figure 29). Ce processus a affecté fortement la modélisation du paysage au sud du Chili par la formation ou surformation de fjords, de lacs et de montagnes et il a influencé directement les Andes et les régions extrêmes du sud du pays et une partie de la Région de Los Lagos ; les glaces sont arrivées à l'océan seulement à partir de l'Ile Grande de Chiloé (42 ° 40'S), et par conséquent elles ne sont pas arrivées à couvrir les montagnes littorales continentales (*op cit.*).



Figure 29 : L'étendue maximale estimée des glaciers durant la dernière période glaciaire du Pléistocène selon Hollin et Schilling (1981) (*in* Villagrán et Armesto, 2005).

Les données géologiques et glaciologiques sur la couverture de glace durant le dernier maximum glaciaire indiquent que les deux tiers environ de la superficie actuelle des forêts, en

particulier au sud de 43 ° S et la Cordillère des Andes dans la Région de Los Lagos ont été dévastés par les glaciers (Villagrán et Armesto, 2005). Pendant cette période, la cordillère littorale a été touchée seulement par des processus périglaciaires (comme la solifluction) et elle est restée sans végétation sur les parties supérieures, tandis que les zones basses de la Région de Los Lagos étaient couvertes d'une végétation plus résistante au froid, telles que forêts subantarctiques avec certains *Nothofagus* et de conifères. Pendant les périodes plus froides, la végétation est devenue plus ouverte, ressemblant à des toundras des forêts subantarctiques (*op cit.*). Ces auteurs ajoutent que, après le retrait de la glace au cours de l'Holocène, les sommets des montagnes de la côte ont été colonisées par la flore de toundra et mélangée avec des conifères tandis que la végétation des forêts tempérées-froides des parties moyennes et inférieures des versants a été remplacée par des individus de la forêt Valdivienne. Ces processus établissent les caractéristiques actuelles de la forêt et aussi des actuelles caractéristiques de toundra des sommets du littoral.

Les conséquences des expansions et des contractions de la glace ont laissé une série d'implications et de caractéristiques sur la végétation d'aujourd'hui dans la cordillère ; une grande variabilité génétique, une grande richesse des espèces par rapport au reste de la forêt tempérée de l'Amérique du sud, de refuges de végétation protégeant d'anciennes forêts originaires d'autres milieux et des endémismes restreints à la cordillère. En outre, la cordillère a agi, en dehors de son rôle de refuge, comme un centre de diffusion de la flore, qui, suite aux glaciations, a colonisé la Dépression Longitudinale et les Andes. Villagrán et Armesto (2005) soulignent que ces preuves sont d'une grande importance pour les stratégies de conservation de la végétation de la chaîne côtière et pour le maintien du potentiel des essences de la forêt tempérée, étant donné le rôle qu'il pourrait jouer contre les changements climatiques possibles, en tenant compte la capacité démontrée par le milieu littoral, pour répondre aux changements climatiques rapides.

Chapitre 3. La répartition de la ressource forestière dans le sud du Chili et dans la zone d'étude

Ce chapitre, basé sur des statistiques macroéconomiques et forestières officielles, cherche à donner une idée générale de la forêt chilienne : sa superficie, son état de conservation selon la répartition dans le pays et les types de couverts : primaire, secondaire ou remplacée par des plantations exotiques. On s'intéresse également à connaître l'importance des forêts pour l'économie nationale et à quoi elles servent dans cette économie. Après avoir vu cela, nous décrivons l'occupation des sols et les forêts de la zone d'étude.

3.1. L'importance du secteur forestier dans le pays

L'internationalisation de l'économie chilienne et le commerce extérieur associé aux produits forestiers commencent à être plus importants pour l'économie nationale à partir de la fin de la décennie des années soixante-dix, après le brusque tournant politique, économique et social conduit par le gouvernement autoritaire de Pinochet. A partir de là, le développement des activités forestières a occupé une place stratégique dans l'ensemble de l'économie nationale ; il a eu une augmentation significative des exportations qui fut accompagnée aussi de l'augmentation dans le nombre d'entreprises nationales, même quand le capital eut tendance à se concentrer dans très peu de groupes économiques nationaux.

En 2008, comme signale le Tableau 1, le secteur forestier apporta 3,1 % du Produit Intérieur Brut (PIB) chilien équivalant à 1,98 millions de pesos chiliens (de 2003) et participa autour de 8,2 % aux exportations nationales. Bien que les données montrent que l'apport du secteur forestier au PIB national s'est accru faiblement, sa valeur en millions de pesos (de 2003) a augmenté de 58 % entre 1996 et 2008. En revanche, les exportations montrent un dynamisme très supérieur à celui du PIB. Alors qu'en 1973 les exportations forestières représentent 2,9 % du total national exporté, à la fin des années quatre-vingt elles commencent à représenter autour de 10 %, pour se maintenir autour de 11 % à partir des années quatre-vingt-dix. Cependant depuis 2008, les exportations ont connu une certaine baisse, ce qui s'explique par la dynamique économique internationale, en grande partie affectée par la crise qui a frappé l'Europe, dont le principal effet sur la filière était la chute des prix de la pâte à papier, la plus importante exportation du secteur forestier. Malgré cela, les montants se situent autour de 8 à 9 % du total exporté pour le pays, avec de chiffres autour de 5 000 millions de dollars (FOB), et aujourd'hui les produits forestiers constituent le troisième secteur exportateur de l'économie chilienne après le secteur minier et l'industrie.⁸

⁸ Révision des rapports "Estadísticas forestales" d'INFOR (Instituto Forestal) des années 1990, 2002, 2008 et 2010.

Année	Participation du secteur forestier dans le PIB national (%)	Participation des produits forestiers dans les exportations nationales (%) (de la valeur en dollars)
1973	2,4	2,9
1996	2,8	10,9
2000	2,9	12,3
2008	3,1	8,2

Tableau 1 : Part du secteur forestier dans le PIB national et dans les exportations chiliennes en 1973, 1996 et 2000 (Source : Révision des rapports "Estadísticas forestales" d'INFOR (Instituto Forestal) des années 1989, 2002 et 2009).

La croissance du secteur forestier industriel exportateur a eu une forte répercussion sur l'occupation et l'utilisation des sols du pays ; les plantations constituent aujourd'hui la surface de culture la plus importante du secteur sylvoagricole. Selon le recensement agricole, en 2007 elles occupent 60 % du total de la surface semée et plantée du pays. En deuxième et troisième place se trouvent les cultures fourragères avec 12 % et les céréales avec 11 % tandis que les cultures fruitières se situent au quatrième rang (8 %). Les décisions politiques en matière de développement agricole et forestier ont entraîné une forte expansion de l'agriculture d'exportation et des cultures intensives, par opposition à une diminution de la superficie consacrée à la production de cultures traditionnelles. Pendant que les céréales, les fourrages et les légumineuses ont diminué d'environ 600 000 hectares entre 1976 et 2007, les cultures fruitières ont augmenté 240 000 hectares. Mais la plus grande croissance a été celle des plantations forestières qui ont augmenté de 1,6 million d'hectares au cours de la même période.

Quant à l'emploi, le secteur sylvicole occupa en 2008 quelques 128 000 personnes, concentrées surtout dans les grandes entreprises. 51 % étaient employés dans le secteur primaire et secondaire, 35 % en sylviculture et extraction et les 14 % restant dans les services. D'après les données obtenues pour 1990 le secteur forestier représentait 98 000 emplois, ce qui signifie un accroissement de 30 % entre 1990 et 2008 sachant que le segment industriel a augmenté le plus au cours des deux dernières décades (31 %).

3.2. La répartition des forêts au Chili en chiffres

Selon la dernière mise à jour du Cadastre de la forêt nationale publiée par la CONAF en 2011, le Chili a une superficie totale de forêt autochtone de 13,6 millions d'hectares, soit une surface équivalant 18,4 % du territoire national. Parmi les 15 régions du pays (Figure 30), cette forêt est concentrée sur les trois régions les plus méridionales (X, XI et XII^e), accumulant 75 % des toutes les forêts (Figure 30a). Si l'on inclut la petite Région de Los Ríos (XIV^e) qui possède les denses forêts valdiviennes, ces quatre régions représentent 81,4 % de toutes les forêts du pays. D'autres régions au nord, surtout les plus centrales, et particulièrement de la VIII^e à la VI^e, conservent également d'importantes zones de forêt, mais aujourd'hui la plupart d'entre elles sont remplacées par de vastes étendues de plantations forestières d'espèces exotiques et par l'agriculture. En outre ce sont des territoires plus urbanisés, surtout la V^e région (de Valparaíso) et la XIII^e (Metropolitana). Le couvert forestier des régions les plus septentrionales diminue progressivement pour les mêmes raisons, mais surtout par un climat devenant franchement aride.

Or, en observant la surface de forêt autochtone par rapport à la surface totale du territoire de chaque région, on peut distinguer que les régions XIV^e, X^e et XI^e concentrent la plus grande densité de forêt, particulièrement la Région de Los Lagos (X^e) dont plus de la moitié de son territoire est couvert par des forêts (Figure 30b). Cette région, possède 2 736 333 hectares de forêt autochtone, en étant après la Région de Aysén, la deuxième surface nationale du pays, ce qui représente un cinquième de toutes les forêts chiliennes.

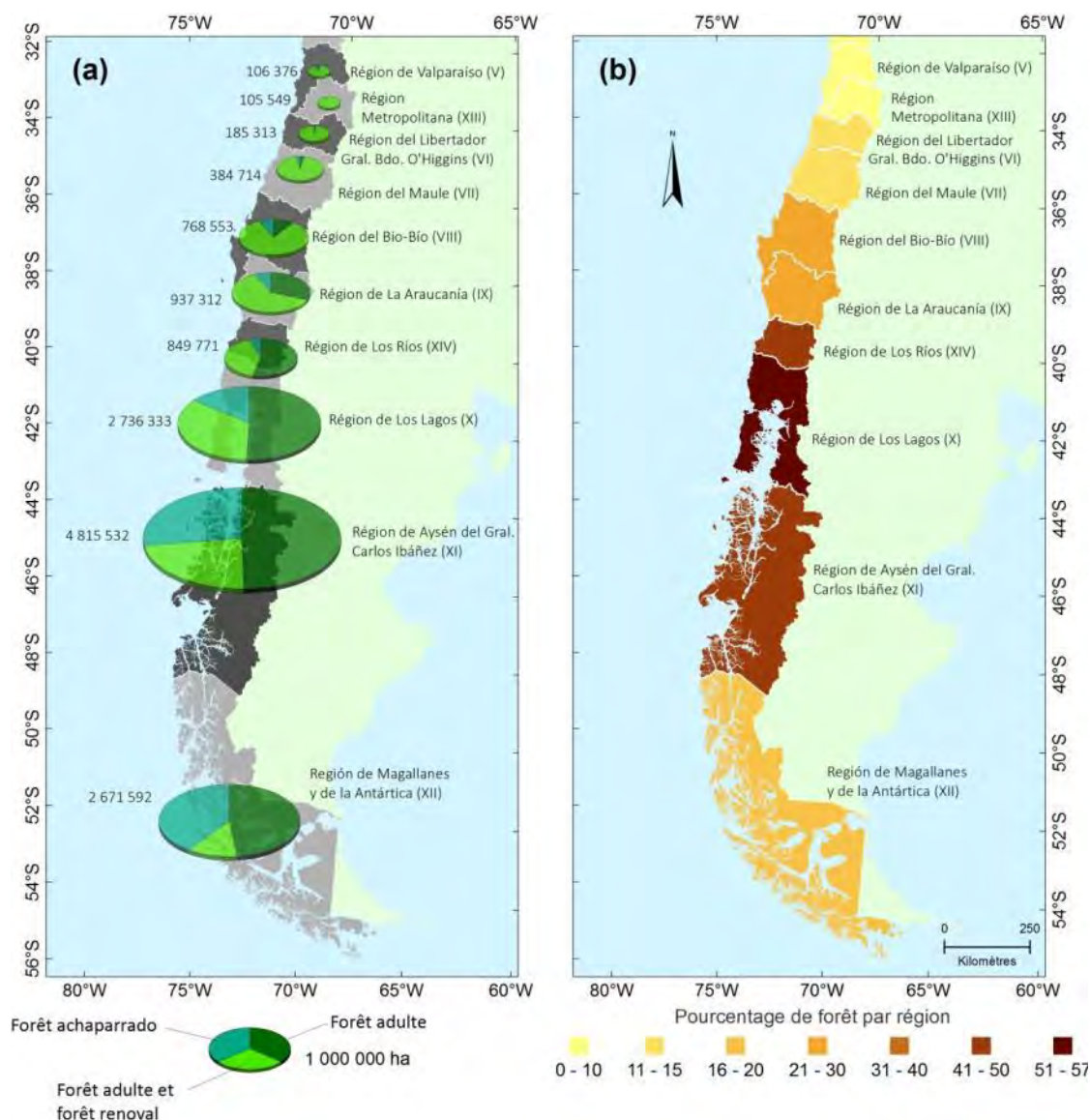


Figure 30 : Répartition de la forêt native par région en 2011 dans la zone centre-sud du Chili **(a)** Superficie totale (en hectares) des forêts par région selon structure, et **(b)** superficie forestière native par rapport à la superficie régionale (Source INFOR, 2011).

Selon la terminologie du Cadastre de la forêt chilienne élaboré par la CONAF, par **Forêt adulte** on entend une forêt primaire, généralement hétérogène en termes de structure verticale, de la taille, de feuillage, de la distribution des diamètres et des âges. Elle comprend une strate arbustive de densité variable et la présence éventuelle d'une strate de régénération. La catégorie comprend des communautés d'arbres avec des individus de taille supérieure à 8 mètres de hauteur.

Sur le total des forêts autochtones nationales, seulement 43,5 % ont une structure adulte (Figure 31a et 32) et au niveau régional, si l'on considère le total des forêts de chaque région, les quatre régions plus méridionales (XIV, X, XI et XII^e) sont aussi celles qui ont les plus fortes proportions de leur territoire couvert de forêts adultes, tout près ou au-dessus de 50 % de leurs forêts, avec la Région de Los Ríos qui a la plus haute proportion (55%) (Figure 30 et 31).

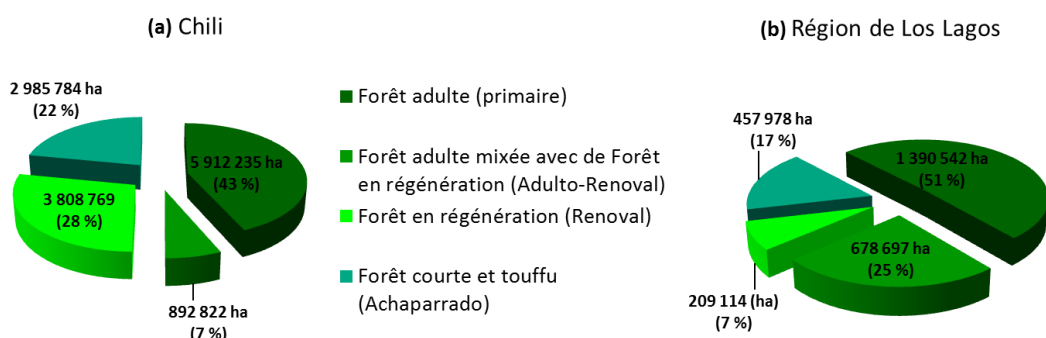


Figure 31 : Répartition de la forêt autochtone au Chili en 2011a, selon sa structure (Source INFOR, 2011).

Le **Renoval** est une autre catégorie du Cadastre de la CONAF, il correspond à une forêt secondaire qui survient après une perturbation naturelle ou de l'intervention humaine (telle que le feu ou la coupe à blanc ou des meilleures espèces). Elle se développe au moyen des semences et / ou de la reproduction végétative. Les renovals sont généralement homogènes dans leur structure verticale et leur distribution de diamètres. La catégorie **Adulte-renoval** correspond au mélange de cette forêt renoval avec des espèces adultes.

D'autres superficies importantes de forêt dans le pays, sont les catégories d'*Adulto-renoval* et *Renoval*, qui correspondent à une végétation en régénération après une perturbation. Au total, elles couvrent dans l'ensemble environ 35 % des forêts autochtones au niveau national (Figure 31a) et c'est surtout à partir de 33° jusqu'à 39° de latitude Sud (régions V à IX^e) que cette structure prédomine par rapport à la forêt adulte de chaque région (Figure 30a). Donc, on peut voir, de manière générale, que la détérioration de la forêt suit un gradient latitudinal.

La Forêt Achaparrado. Selon le Cadastre de la CONAF, ces forêts ont une hauteur comprise entre 2 et 8 mètres. Sa caractéristique principale est la faible croissance en hauteur ou la croissance rampante, en raison des effets environnementaux du site (par exemple, l'altitude, l'aridité, des vents violents, un mauvais drainage, grande pierrosité, etc.).

Les 22 % restants de l'étendue de la forêt nationale correspondent aux surfaces composées de forêts achaparrados. Elles sont prédominantes dès la X^{ème} région au sud, où elles sont situées habituellement à la limite altitudinale de la forêt, dans des conditions environnementales extrêmes (Donoso, 1993). Sur la Cordillera Pelada on peut trouver des arbres d'alerce de taille réduite surtout à cause de conditions de vents forts et de sols minces ; plus au sud il est fréquent de trouver sur les zones plus hautes des cordillères quelques fagacées de taille réduite où le poids de la neige est un facteur important des adaptations de taille et de forme.

Pour le Cadastre, la Prairie est un lieu sans arbres ni arbustes ; il se caractérise par la présence dominante des pâtures ou des herbes. Le Matorral est une formation végétale composée principalement d'arbustes. Avec une couverture superficielle d'arbres qui ne dépasse pas 25 %.

Les prairies et les matorrales sont d'autres couvertures végétales importantes dans le pays. Dans l'ensemble elles occupent 26,4 % du territoire national. Une partie importante d'entre elles étaient dans le passé des terrains avec des forêts natives. Les prairies sont associées notamment à des zones occupées pour l'élevage, tandis que les matorrales à des zones antérieurement défrichées. Les prairies sont présentes dans toutes les régions du pays, mais c'est dans la Région de Los Lagos que se trouve la surface la plus élevée : selon le Cadastre forestier de 1999 y existent 1 368 703 hectares, ce qui équivaut à 23 % de toute la surface des prairies du pays.

3.3. La superficie officielle des forêts dans la province d'Osorno

La province d'Osorno possède une superficie de 922 000 hectares, qui est couverte en grande partie par la forêt native et les prairies (Figure 32). La forêt occupe environ 42 % de la province et est localisée notamment sur la Cordillera de la Costa et des Andes. Une partie très importante de terrains a été convertie pour l'usage de l'élevage : les prairies (40,6 %) (Figure 33) qui s'étendent pratiquement dans toute la vallée centrale et sur les piedmonts des cordillères. La province d'Osorno est le principal lieu du pays d'élevage bovin et de la production de viande et de lait. Il existe une autre partie de la forêt qui a aussi été convertie : la superficie aujourd'hui destinée aux plantations commerciales monospécifiques d'arbres exotiques à croissance rapide, tel que le *Pinus radiata* et des espèces du genre *Eucalyptus sp.* et dans une moindre mesure *Pseudotsuga menziesii*. Dans l'ensemble, elles occupent presque 43 000 hectares, ce qui équivaut à 4,6 % de la superficie provinciale. Par ailleurs, le 3,3 % de *matorrales* représentent essentiellement la dégradation des forêts, sous forme de végétation basse qui pousse après le brûlage ou la coupe à blanc.

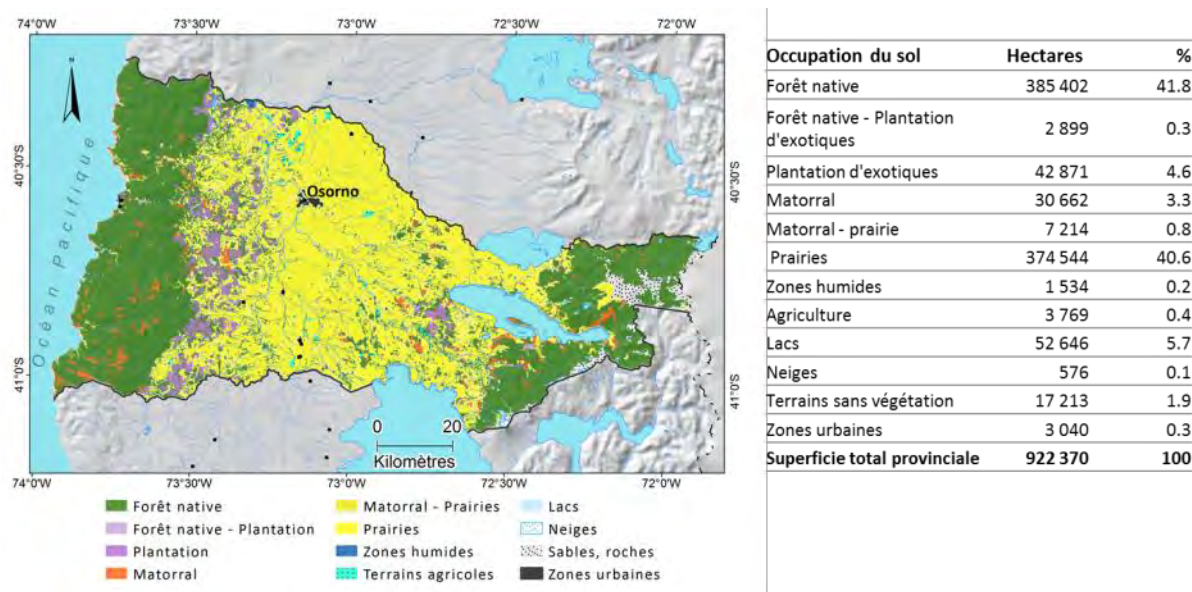


Figure 32 : Occupation et usage du sol dans la province d'Osorno en 2006 (Source : Elaboré à partir du Cadastre de la forêt native de la CONAF).

3.3.1 La superficie officielle des forêts dans la zone d'étude de la Cordillère de La Costa d'Osorno (*Cordillera Pelada*)

Comme nous l'avons dit plus d'une fois, dans les montagnes de la Cordillera de la Costa il y a encore des étendues continues de forêt native. C'est le cas de la Cordillera Pelada dans la province d'Osorno, qui a un caractère nettement dominé par la présence de forêt ; pour la zone d'étude, 92 % de la superficie est couverte de forêts de différents types, soit l'équivalent de 179 145 hectares (Figure 33), dont plus de la moitié sont des forêts adultes (56 %). Donc, comparativement à la composition du pays et à celle de la région de Los Lagos, cette zone a aussi beaucoup plus de forêts primaires – et aussi secondaires – et une petite superficie de forêts *achaparrados*. Par ailleurs, nous attirons l'attention sur la proportion élevée de forêt secondaire : 12 % de forêts renovals et 31 % de forêts mixtes entre adultes et renovals, situation que nous devons associer aux interventions humaines et la dégradation de la forêt qui s'en suit.

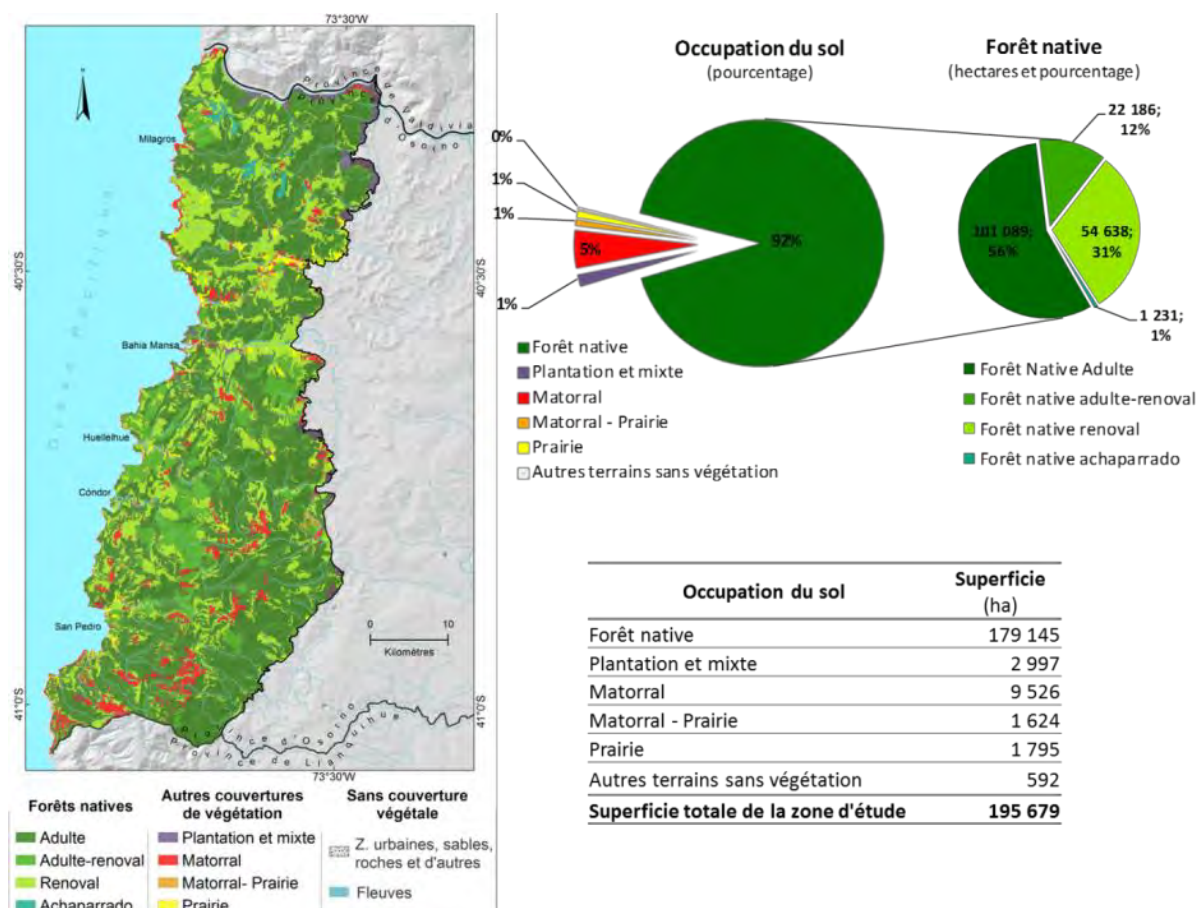


Figure 33 : Repartition spatiale et composition de l'occupation du sol et de la forêt autochtone dans la zone d'étude (Source : élaboré à partir de la cartographie du Cadastre de la Forêt Native, CONAF-CONAMA, 2006).

Dans une grande partie de la Cordillera de la Costa, les plantations forestières occupent de vastes étendues dans des espaces auparavant occupés par la forêt naturelle ; la plupart se trouvent sur les secteurs de la précordillère, mais quelques unes arrivent jusqu'à la cordillère. Dans la zone d'étude l'étendue des plantations n'est pas grande, selon le Cadastre forestier de 2006, elle atteint 1 % par rapport au total de l'aire d'étude, ce qui équivaut à presque 3 000 hectares. La majorité (83,3 %) correspond à des monocultures de Pin insigne (*Pinus radiata*) et d'*Eucalyptus* (*Eucalyptus sp.*). Les 16,7 % restants sont des plantations d'espèces exotiques comme le Pin oregon (*Pseudotsuga menziesii*) (5,4 %) ou d'arbres natifs mélangés avec des exotiques.

Au sujet de la superficie d'Alerce dans la zone d'étude, il est possible de l'estimer à partir des catégories d'espèces dominantes de la cartographie du Cadastre de la forêt native. On considère qu'une espèce est dominante lorsqu'elle couvre plus de 10% du sol. Mais plusieurs espèces dominantes peuvent coexister. Dans ce cas les catégories sont classées de manière décroissante, en commençant par les espèces ayant la plus grande couverture des cimes dans le canopée dominante, codominante et après les espèces intermédiaires. Si nous considérons les trois premières catégories de dominance pour identifier les *alerzales* de la zone d'étude (Figure 34), on observe qu'elles occupent une superficie de 28 173 hectares, et que la catégorie prédominante est la moins étendue, avec 8% par rapport au total des alerces.

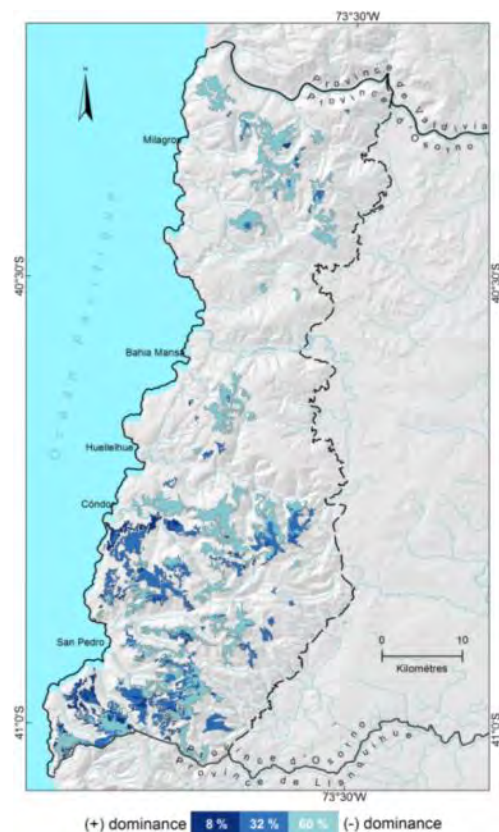


Figure 34 : Répartition de l’alerce selon le niveau de dominance (CONAF, 2006. Cartographie du Cadastre de la forêt native). Remarque : le pourcentage se réfère à la couverture de chaque catégorie de dominance.

3.4. L’utilisation et le destin des principaux produits forestiers : la cellulose, le sciage et les copeaux

Actuellement l’ensemble de processus industriels qui conduisent à générer les différents produits dérivés du bois, utilisent majoritairement comme matière première des arbres provenant de plantations forestières exotiques de croissance rapide, comme le *Pinus radiata* et l’*Eucalyptus* (*Eucalyptus spp.*) (cf. 6.2.5). Un peu plus de 98 % du total de la matière première obtenue des bois correspondent à ces plantations et 1,3 % aux bois natifs, le reste correspond à d’autres espèces exotiques. Des toutes les espèces, le *Pinus radiata* est la plus employée pour l’industrie, représentant 68 % tandis que l’*Eucalyptus* représente seulement 30 % (Figure 35).

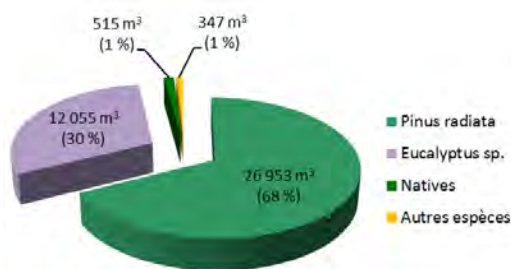


Figure 35 : Consommation industrielle du bois au Chili, selon l’espèce (en milliers de mètres cubes et pourcentage). Année 2008 (Source : INFOR, Estadísticas forestales 2008).

La principale demande en bois du secteur forestier provient de l'industrie primaire⁹, qui utilise la matière première surtout pour l'élaboration de la pâte chimique, le sciage et les copeaux (Figure 36) ; dans l'ensemble ces produits correspondent aux plus grands consommateurs directs de bois, ils consomment presque le 88 % de toute la matière première, la pâte chimique étant la plus importante des trois avec 39 %, suivie de près par la production de bois de sciage avec 35%. Le bois restant est utilisé pour les bois ronds, des planches, des plaques, la menuiserie, etc.

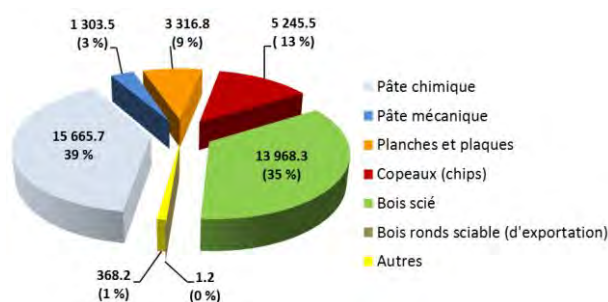


Figure 36 : Composition de la consommation nationale du bois par l'industrie, selon le produit. Année 2008 (Source : INFOR, Estadísticas forestales 2008).

En termes de la valeur des exportations des principaux produits, le segment de l'industrie lié à la pâte à papier concentre la plupart du montant exporté (66 %) (Figure 37). Le bois scié, malgré le fait qu'il soit le deuxième volume exporté, n'est pas placé parmi les premiers montants de dollar vendus, il est dépassé par l'ensemble des produits liés à la cellulose, mais aussi par les produits de remanufacture, planches et plaques qui possèdent plus de valeur ajoutée.

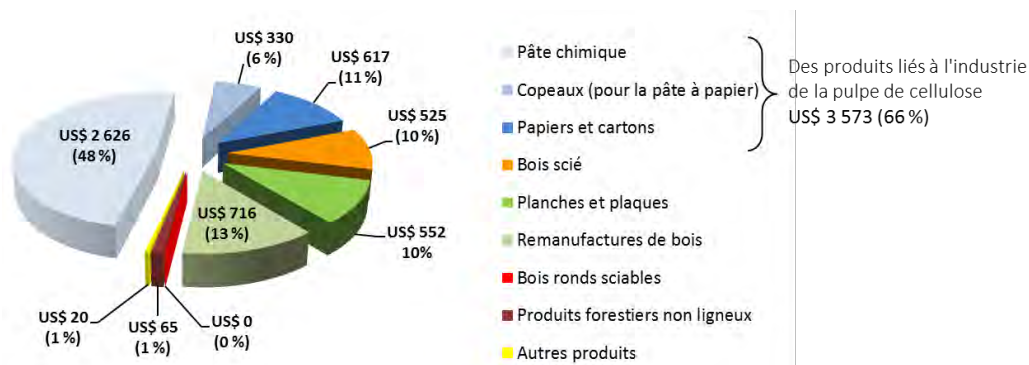


Figure 37 : Composition de la valeur des exportations forestières chiliennes selon produit. Année 2008 (Source : INFOR, Estadísticas forestales 2008).

La destination des exportations est concentrée sur environ 20 pays dont la Chine est le plus important (avec le 64 % de tout le volume exporté), suivi par les Etats-Unis et le Japon. Au cours de la dernière décennie, la tendance a été à l'augmentation des exportations vers des pays asiatiques (Chine, Japon, Corée du Sud et Taiwan) qui ont dépassé les Etats-Unis, autrefois le premier importateur. Aujourd'hui, le principal produit destiné à l'Asie est la pâte à papier, tandis

⁹ L'industrie forestière primaire est en relation avec la transformation chimique, mécanique ou mixte du bois extrait.

qu'aux Etats Unies ce sont les moulures et des tableaux de bois scié. Dans l'ensemble, les pays asiatiques demandent 47 % du total du volume exporté de pâte à papier (chimique). D'autres pays qui demandent également d'importants volumes de pâte sont l'Italie (11,7 %), la Hollande (8,2 %) et la France (4,2 %). Le Mexique, pour sa part, est un marché en croissance, qui demande surtout du bois scié et produits dérivés.

PARTIE 2

LA FORET DU SUD DU CHILI : PROCESSUS, FORMES ET AGENTS DE DETERIORATION

Chapitre 4. Les processus et les acteurs responsables du déclin de la forêt dans le sud du Chili

Dans ce chapitre, on expose les événements majeurs qui ont eu un impact sur les forêts du sud du Chili. Ces situations sont associées à des étapes du développement politico-économique national qui ont impliqué d'importantes pertes et dégradations de la ressource forestière à travers le temps. Pour ces raisons, nous exposons ici dans l'ordre chronologique l'évolution de la destruction forestière, qui a été progressive et permanente.

4.1 La surface de la forêt nationale: les chiffres d'hier et d'aujourd'hui

Avant d'exposer les grandes étapes chronologiques et afin d'avoir un panorama général de la capacité destructive de la société sur les forêts chiliennes, on doit signaler qu'avant l'arrivée des Espagnols, un peu moins de la moitié du territoire national était couverte de forêts. En quatre cents ans environ, on en a perdu pratiquement la moitié, mais la plus grande partie de l'extermination s'est produite durant les derniers 150 ans. Une étude réalisée par la Faculté de Sciences Forestières de l'Université Australe du Chili (Lara *et al.*, 1999), a estimé qu'en 1550 il y avait au Chili une surface de 18 421 473 hectares de forêt, qui diminua à 10 332 545 hectares en 1997, c'est-à-dire une réduction de 44 % (8 088 928 hectares). Cette dynamique de recul des espaces forestiers au cours des 447 ans, s'étend du 35^{ème} (Talca, VII^e Région) jusqu'à 48^{ème} parallèle sud, étendue correspondant en grande partie à la distribution spatiale de la forêt tempérée humide.

Cependant, la surface réelle de forêt native et son évolution depuis la seconde moitié du siècle dernier donnent toujours lieu à de grandes controverses. Les divergences vont de la conceptualisation même de ce que l'on entend par forêt native à de la manière de mesurer sa variation. L'information officielle par rapport à l'extension et à la structure de la forêt naturelle du premier Cadastre et l'Évaluation de Ressources Végétales Natives du Chili de 1997 (CONAF *et al.*, 1999) l'a estimée à 13,43 millions d'hectares. Précédemment, en 1990, l'Institut Forestier (INFOR, 1992) estima la surface de forêt native à 7,5 millions d'hectares (Tableau 2), correspondant à toutes les forêts potentiellement productives (forêts ayant un volume supérieure à 30m³/ha). Pour sa part, le Cadastre de 1997 considère comme forêt native, les formations végétales avec strate d'arbres constituée par des espèces natives qui ont une hauteur égale ou supérieure à 2 mètres et une couverture de coupes de 25% ou plus.

Dans un rapport de l'Université du Chili (INAP, 2000) on compare les surfaces de ces forêts estimées en 1990 par INFOR et par CONAF en 1997 ; les résultats révèlent qu'il existe une différence de 5,9 millions d'hectares (7,5 millions ha en 1990 et 13,4 millions en 1997). Cette différence s'expliquerait par les distincts critères utilisés pour définir le concept de forêt : INFOR emploie une définition basée sur la productivité (du bois). En revanche CONAF utilise une définition plus ample qui inclut toutes les formations qui correspondent à la forêt native. Mais si la forêt de 1997 se restreint à la catégorie strictement productive du bois (c'est-à-dire les forêts secondaires avec plus de 12 mètres de hauteur et les forêts mélangées d'arbres primaires et secondaires supérieures à 20 m), la surface se réduit à seulement environ 2,1 millions d'hectares, soit 3,8 millions d'hectares moins que celle calculée par INFOR pour 1990. Lorsque l'on effectue

le même exercice pour l'ensemble des régions de Los Ríos et Los Lagos, lesquelles selon CONAF, en 1997, avaient une surface de 3 609 000 hectares de forêt, on observe une différence de 2 556 000 hectares en moins par rapport aux chiffres d'INFOR de 1990.

Catégorie de forêt	Source et année de l'estimation	Pays (millions d'hectares)	Régions de Los Ríos et Los Lagos (millions d'hectares)
Forêt native productive	INFOR - 1990	7.5	3.59
Total de forêt native	CONAF -1997	13.4	3.61
(Mélange de forêt primaire et secondaire > 20 m) + (Forêt secondaire > 12 m)	CONAF - 1997	2.1	1.04

Tableau 2 : Catégories de la classification de la forêt native d'INFOR 1990 et de CONAF 1997 (Source: INAP, 2000).

Il est apparu récemment une mise à jour du Cadastre de la forêt nationale (CONAF, 2011a) ; la surface forestière mesurée pour le pays a été de 13,6 millions d'hectares, ce qui signifie une augmentation de 1,26 % par rapport à la superficie calculée par le Cadastre de 1997 (Tableau 3). Cependant, l'analyse du détail des chiffres de la variation des surfaces montre que l'augmentation est due à l'apparition de nouvelles forêts secondaires (*renovales*), c'est-à-dire des forêts en régénération après une perturbation, tandis que les forêts adultes ont été réduites de 65 604 hectares et l'extension des forêts *achaparrados* ont aussi baissé de presque 20 000 hectares. Autrement dit, la forêt native a diminué en surface ou, tout au mieux, elle a perdu en qualité. Par ailleurs, les monocultures de plantations forestières, qui sont en grande partie responsables de la perte des forêts par substitution, correspondent à la surface forestière qui a le plus crû, avec une augmentation significative de 35 % (753 002 hectares). Les Forêts mixtes¹⁰, qui peuvent également être associées à une perturbation de la forêt native, ont également augmenté de manière significative : 43%, ce qui équivaut à 36 130 hectares. Par conséquent, quels que soient les chiffres de l'évolution des forêts que l'on observe, la dynamique est toujours régressive.

Composition forestière	Superficie (en hectares)		Changement (%)
	1997	2011	
Totale Native	13 430 602	13 599 610	1.26
Adulte	5 977 839	5 912 235	-1.10
Renoval	3 585 746	3 808 769	6.22
Adulte-Renoval	861 925	892 822	3.58
Achaparrado	3 005 092	2 985 784	-0.64
Pantation	2 119 005	2 872 007	35.54
Mixte	87 626	123 756	41.23
Protection *	0	81 502	

Tableau 3 : Changement des superficies forestières (Source : CONAF, Cadastre 1997 et mise à jour 2011).

Les perturbations majeures de la forêt chilienne commencent avec les conquérants espagnols, pour qui la forêt était un obstacle au développement des activités agricoles. Les objectifs et les

¹⁰ Catégorie définie par CONAF qui représente les forêts natives mélangées avec des espèces exotiques introduites

formes qui ont influé sur la détérioration des forêts ont été diverses, en fonction du contexte historico-politique et du type de forêt. La coupe à blanc et le feu ont été présents dès le début de la colonisation espagnole, pour ouvrir de nouveaux espaces pour l'établissement humain et substituer à la couverture forestière l'agriculture et l'élevage. Mais la coupe à blanc est une pratique qui a perduré jusqu'aujourd'hui. Donoso et Lara en 1996 (p.383) affirment qu'au cours des décades de 1980 et 1990, ceux qui profitaient de la forêt pour la destiner aux copeaux, réalisaient l'exploitation « *sans laisser aucun arbre* », ou bien qu'ils laissaient uniquement sur pied les individus les plus endommagés. L'exploitation forestière a également eu un impact fort sur la perte et la dégradation puisque le grand problème de l'extraction du bois réside dans le fait que, dans de nombreux cas, les écosystèmes forestiers sont exploités sans plans de gestion approuvés par l'autorité forestière. Pendant l'année 2012 par exemple, CONAF (2012a) a détecté, à partir de ses inspections sur le terrain, 500 abattages illégaux de forêt native dans le pays, ce qui correspond à 1 092 hectares. La destination du bois pour obtenir du bois de chauffage – et aussi du charbon – est une autre cause majeure de la dégradation et de la destruction des forêts au cours des dernières décennies. A partir du dernier tiers du XX^{ème} siècle, les forêts naturelles ont également été fortement touchées, en étant remplacées par des plantations commerciales d'arbres exotiques, en particulier liées à la production de la pâte à papier.

4.2 Période pré- hispanique : quelques clairières dans la forêt

4.2.1 Monte Verde

Cette période s'étire d'il y a presque 10 000 ans jusqu'au XVI^{ème} siècle. On possède très peu de certitudes sur les premières occupations humaines de l'époque glaciaire dans la zone centre-sud. mis à part le site archéologique de Monte Verde (41°27' lat. Sud.). Sur ce site situé près de la ville de Puerto Montt (Région Los Lagos), ont été trouvés en 1978 des éléments révélant que l'usage de bois de la forêt du sud du Chili par l'homme remonte à environ 10 000 ans avant le présent. Parmi ces éléments, on a pu constater l'existence de quelques objets et des artefacts façonnés en bois : « *La collection d'objets montre que la technologie en bois peut avoir contribué autant que la technologie lithique* » (Dillehay et Mañosa, 2004, p.161). Les hommes liés à ces découvertes archéologiques se sont spécialisés dans la sélection et l'utilisation du bois et dans la récolte des fruits, la connaissance et la sélection des plantes comestibles et médicinales.

Otero (2006) suivant à Ramírez, explique que la présence d'espèces envahissantes propres aux forêts perturbées, trouvées dans la forêt de Monte Verde, démontrerait une intervention précoce du milieu forestier. Toutefois, la population doit avoir été peu nombreuse par rapport à l'immensité de la forêt et avec un très faible développement technologique. Sur le site, le groupe humain n'aurait pas dépassé 40 personnes (Dillehay et Mañosa, 2004), donc l'impact doit avoir été limité. Il n'existe aucune preuve montrant une grande dévastation de la forêt ; au contraire, les preuves correspondent à des actions très ponctuelles.

4.2.2 Les Mapuches et la forêt

Par ailleurs, la subsistance de la population indigène Mapuche à l'arrivée des Espagnols était basée sur la récolte, la pêche, la chasse et une agriculture débutante (Bengoa, 2000)¹¹. La capacité à dégager des terrains fut limitée à cause du manque d'outils en métal pour la coupe d'arbres. Progressivement la population acquérait un caractère plus sédentaire et agricole, à travers de la culture de maïs, de pommes de terre, de quinoa et d'autres produits, ce qui les a conduits à ouvrir des clairières dans la forêt pour de terrains agricoles et de zones d'élevage, particulièrement dans des secteurs plats. On dispose aussi d'évidences sur l'utilisation du feu, spécialement parmi les indigènes du sud, entre eux, les Huilliches (Bullock, 1911 ; Wilhem, 1968, *in* Donoso et Lara, 1996). Les Espagnols aussi ont trouvé quelques aires dépeuplées de forêts par les Mapuches et dédiées à l'agriculture et à l'élevage, en particulier dans les zones plus plates de la Vallée Centrale (Otero, 2006). Dans la Vallée centrale de la province d'Osorno, existait une mosaïque de forêts, de prairies et de champs de cultures, qui permettaient le passage à travers une végétation relativement ouverte.

À l'arrivée des Espagnols, « *le pays n'était pas une épaisse forêt fermée de la mer à la montagne, car de vastes étendues de terres avaient été défrichées pour accueillir l'existence des peuples autochtones qui vivent dans ces territoires* » (Camus, 2006, p.69) ; on estime qu'au milieu du XVI^{ème} siècle il y avait un million d'habitants qui étaient répartis de manière bien dispersée sur le territoire, ce qui suggère l'intervention nécessaire de la forêt pour leur établissement et leur subsistance. Cependant, pour le sud du pays, il n'existe aucune preuve de grandes dévastations des forêts, soit de perte de grandes surfaces ou de la dégradation de la qualité des forêts : « *au sud, les forêts couvraient de plus en plus les pentes de la Cordillère des Andes, la cordillère de la Costa et le terrain vallonné de collines et de ravins* » (*op cit.* p.69). Dans l'espace de l'actuelle de la région de Los Lagos, les clairières des forêts les plus étendues étaient concentrées surtout dans la zone plane autour de l'actuelle ville d'Osorno. On peut dire que l'action indigène sur les forêts natives n'a pas eu d'impact écologique négatif significatif au sud du Chili ; pour le moins, de grandes destructions n'ont pas été constatées, en particulier si l'on le compare avec la destruction importante qui a eu lieu au cours des siècles suivants.

Dans les secteurs montagneux à l'ouest de la province d'Osorno, la population Mapuche s'est installée sur les rives de cours d'eau, vallées et les embouchures. Il est également connu que quelques lieux de la côte des provinces de Valdivia et Osorno auraient été habités ; ainsi, par exemple, en 1554, les Espagnols ont compté 300 indigènes dans la baie de San Pedro (40° 55' Sud) avec du bétail et des champs cultivés (Domeyko, 1997, *in* Otero, 2006). Ils ont pratiqué une agriculture intensive dans les vallées et plus extensive ou itinérante sur des collines ; cette dernière pratique consistait à brûler les arbres d'un lieu ponctuel, de sorte que les cendres

¹¹ À différence de certains peuples d'Amérique qui possédaient différents niveaux de technologie agraire, les Mapuches n'avaient pas encore développé une agriculture proprement dite : « *Dans les vallées du nord et du centre du Chili commençait à se développer une agriculture proprement dite sous l'influence de la domination Inca. Dans les vallées du Mapocho et de Quillota il y avait des systèmes d'irrigation* » ... « *Mais les Mapuches du sud ne connaissaient pas encore ces méthodes, bien qu'ils eussent incorporé le maïs et la quinoa, provenant du Pérou* ». Bengoa José, 2000. Historia del pueblo Mapuche (siglos XIX y XX). Editorial LOM

contribuent à la fertilité du sol, puis ils l'occupaient intensément jusqu'à l'abandonner au bout d'environ vingt ans (Otero, 2006).

4.3 L'étape préindustrielle : des espaces agricoles et la dégradation

Cette période s'étend approximativement de 1550, époque de l'arrivée des Espagnols au Chili, jusqu'au premier tiers du XX^{ème} siècle.

4.3.1 Les espaces de la conquête

Pendant la colonisation espagnole, les conquistadors commencent à dégager de larges zones de terres boisées pour s'ouvrir le passage, puisque les forêts représentaient une difficulté pour l'avancement de la conquête. La densité de la forêt humide fut un obstacle imposé par la nature aux conquistadors, et de l'autre côté, pour les indigènes elle était leur refuge et leur défense afin d'arrêter l'avancée européenne.

Avec les Espagnols, la perte de vastes étendues de forêt commence. Durant cette période, l'extraction et la perte des forêts a augmenté en raison de la nécessité d'obtention du bois de chauffage et du bois pour la construction de bâtiments, de bateaux, de ponts et d'autres infrastructures liées aux activités économiques et d'habitation. Parallèlement, de grands espaces furent ouverts pour développer l'agriculture et l'élevage. Cependant, l'exploitation a été plus intense dans la zone centrale du pays, autour de Santiago où il y avait plus de population. De Valdivia jusqu'au sud du pays, la perte de forêts à cause de l'agriculture n'était pas aussi intense. A ce sujet, Otero (*op cit.*) soutient que les terres agricoles de la Vallée centrale que les indigènes avaient déjà habilitées, furent abandonnées à l'arrivée des Espagnols et ensuite recolonisées par la même forêt (Otero, *op cit.* ; Cunill, 1971). Les Mapuches ont dû abandonner leurs terres et se déplacer avec le bétail pour faire face à la guerre contre les Espagnols ; en outre, il y a eu une forte baisse de la population indigène en raison de maladies transmises par les Espagnols. Des années plus tard, le marin Vidal Gormáz, après ses expéditions au sud du Chili au milieu du XIX^{ème} siècle, écrivait en 1869 dans son livre *Reconocimiento del río Valdivia i de la costa comprendida entre Corral y Reloncaví*, à propos de la possible avancée des forêts : « Lorsque nous avons visité le territoire côtier et une partie de l'intérieur, entre le fleuve Imperial (38°40'S) et l'archipel de Chiloé pendant l'espace de quatre années consécutives, nous avons remarqué la croissance rapide des forêts. Partout, on peut voir des traces de rucas^[12] et d'énormes arbres jeunes, alors que les clairières modernes ou plus contemporaines sont beaucoup plus réduites et limitées, phénomène qui permet de voir la diminution de la population indigène et avec cela le développement des forêts » (in Camus, 2006, p.89).

Par ailleurs, dans certaines parties de la Vallée centrale et dans les deux cordillères de la Région de Los Lagos, la bonne qualité et les propriétés physiques du bois de l'alerce, ont conduit à une forte demande et une intense exploitation par les Espagnols. Les premières exploitations et l'abattage du conifère pour obtenir planches et poutres, ont débuté au XVI^{ème} siècle autour de l'actuelle ville de Valdivia dans la Cordillera de La Costa. Le bois était utilisé pour la construction

¹² *Ruca* : Nom du logement indigène Mapuche

de moulins à vent, des canaux d'eau et d'aqueducs (Molina *et al.*, 2006). En 1604, l'exploitation des alerces de Valdivia est interrompue et ses activités d'extraction sont déplacées plus au sud, en dehors de la zone de cordillère littorale continentale. A partir de cette année les indigènes réussissent à expulser les Espagnols situés entre le sud du fleuve Bio Bío (VIII^{ème} Région, environ 37°S.) et le nord de l'île de Chiloé (X^{ème} Région, 41°50'S), de sorte que pendant ces années, l'impact de la colonisation n'a pas eu d'effets importants sur l'environnement entre ces parallèles. Dans la province d'Osorno, cette situation a perduré jusqu'en 1794 quand les Espagnols reprennent le pouvoir et parviennent à signer un traité leur permettant de s'installer sur les terres de la plaine d'Osorno et vers l'Est, tandis que le territoire de la Cordillera de La Costa reste entre les mains des indigènes. Au cours du XVII^e siècle, l'alerce était encore extrait, mais surtout plus au sud d'Osorno, et il était exporté à la zone centrale du Chili et atteint même le marché péruvien.

4.3.2 La république et la colonisation allemande : le feu et l'expansion agricole

Le quadruplement de la population, l'augmentation du commerce et les changements du contrôle territorial du pays pendant cette époque ont conduit à exercer encore plus de pression sur les forêts et aggraver les prédispositions du passé.

À partir de l'Indépendance (1818) jusqu'aux premières décennies du XX^{ème} siècle, le développement de l'exploitation minière, l'agriculture et le transport, ont augmenté fortement la pression sur les forêts. L'exploitation minière a exigé beaucoup de bois pour la construction et le combustible, mais aussi le transport, en particulier le développement du chemin de fer¹³ qui a initié la production des traverses : « *La construction de chaque kilomètre de chemin de fer signifiait une demande importante de bois pour les traverses – à un taux d'environ 1700 traverses par kilomètre –, pour un total de 3300 kilomètres de voies entre Santiago et Puerto Montt, et plus de 20 mille kilomètres à travers du pays* » (Otero, 2006, p.100). Le développement de l'agriculture a requis de nombreuses clôtures en bois et des poteaux, mais la demande la plus forte a été le besoin d'espace pour propager les activités consacrées à l'élevage et l'agriculture, surtout la culture de blé, en substituant beaucoup d'espaces forestiers (Camus, 2006 ; Otero, 2006 ; Chateaufort *et al.*, 2011). La période la plus importante de l'activité de culture du blé a été entre 1865 et 1926 ; en 1876, par exemple, le Chili exportait environ deux millions de quintaux de blé, avec une production totale de quatre millions (Arancibia et Yábar, 1994 *in* Otero, 2006) et il était le produit exporté qui rapportait le plus de revenus, suivi de la farine et de l'orge (Camus, 2006).

Au cours de cette période les destructions des forêts natives furent massives au Chili et les activités se réalisèrent sans aucune technique de sylviculture ni de gestion forestière, selon la croyance que les ressources forestières étaient des sources inépuisables (Donoso et Lara, 1996). Le brûlage a été la technique de choix pour l'élimination des forêts de la Vallée centrale et les secteurs de piémont de la cordillère littorale et des Andes. Cette pratique s'est accélérée fortement à la fin du XIX^e siècle dans les IX^{ème} (Araucanía) et X^{ème} (Los Lagos) régions. Federico Albert,

¹³ L'introduction du train au Chili a commencé dans le nord du pays en 1851, associé à l'exploitation des mines d'argent, et vers l'an 1874, les trois grandes villes du pays, Santiago, Valparaíso et Concepción ont été connectées. Au sujet, on peut consulter « *La Construcción de los Ferrocarriles en Chile 1850-1913* » de María Piedad Alliende (Revista Austral de Ciencias Sociales, N° 5, 2001, pp. 143-161).

en 1915, a estimé que dans le pays étaient déjà brûlées environ 13 millions d'hectares de forêt (Otero, 2006).

Vers le milieu du XIX^{ème} siècle débute la colonisation allemande dans le sud du Chili. Dans la Région de Los Lagos les colons sont arrivés entre 1850 et 1875, ils ont brûlé et ouvert sans hésitation de vastes étendues de forêts anciennes : « *La forêt était considérée plutôt comme un ennemi qui devait être éliminé afin de faire fleurir le progrès dans ces territoires* » (Camus, 2006). Ce processus a signifié la consolidation d'amples espaces pour l'utilisation agricole et l'élevage ; la période de colonisation est cataloguée comme l'un des processus de déboisement les plus massifs et rapides enregistré en Amérique Latine (Veblen, 1983 *in* Lara *et al.*, 1996).

Dans la Région de Los Lagos, selon Fuentes (1994), dans son ensemble, et aussi dans le centre du pays, l'occupation humaine a commencé, et a toujours été plus intense, sur les zones plates de la Vallée Centrale et sur certaines zones côtières accessibles (Figure 38). Cet auteur signale que la colonisation européenne s'est étendue principalement à partir des mêmes lieux déjà anthropisés par les indigènes et les espagnols, ainsi qu'autour des ports tels que Puerto Montt, Valdivia, Ancud et Castro. Depuis ces lieux, les occupations se sont déplacées vers l'intérieur et vers les montagnes. C'est ainsi qu'au cours de la seconde moitié de XIX^{ème} siècle, de nombreux colons installés dans les domaines d'Osorno et autour du lac Llanquihue ont commencé, à partir de ces zones, l'expansion de la propriété foncière vers les montagnes huilliches de la cordillère littorale d'Osorno, même sur les sommets des alerces (Molina *et al.*, 2006). Les colons européens ainsi que quelques particuliers chiliens s'approprient plusieurs espaces du territoire Mapuches-Huilliche du littoral de la province d'Osorno, en acquérant ces terrains indigènes au moyen d'achats, de locations trompeuses et litiges frauduleux, processus qui conduisirent à la formation de grandes propriétés et qui en définitive consolidèrent l'expansion de la grande propriété foncière (latifundiaire) sur les terres huilliches de la côte, ce qui est à l'origine du conflit pour la terre entre les communautés indigènes de la zone et les particuliers (Molina et Correa, 1998).

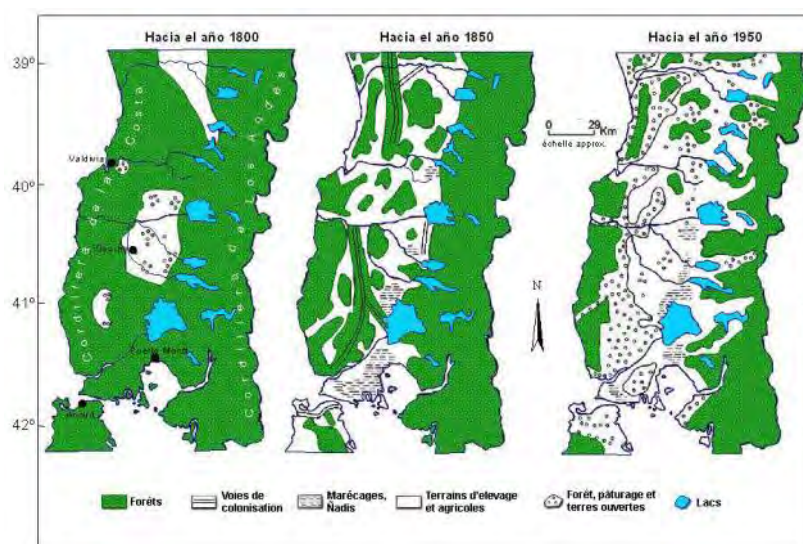


Figure 38 : Diminution de la forêt native dans la zone lacustre du sud du Chili (Source : adapté à partir de Quintanilla, 1983).

Pendant cette période, les forêts d'alerces dans la Région de Los Lagos ont été fortement modifiées sous les effets de l'exploitation et du feu, d'abord par l'espagnol et ensuite par le chilien et l'allemand. Les exploitations d'alerce signifiaient de grandes quantités de revenus pour quelques propriétaires; mais particulièrement d'énormes surfaces dévastées par les déboisements sans limites et par de gigantesques incendies (Donoso *et al.*, 1990a) : « *dans les localités, les provinces ou les régions, d'où l'on a extrait la ressource il ne reste rien, uniquement des forêts brûlées ou altérées drastiquement ; il ne reste plus de villages ni de hameaux, ni de chemins praticables, ni de ponts, et dans beaucoup d'endroits il ne reste plus de forêts jeunes, ni même d'autres espèces différentes de F. cupressoides, qui permettraient au moins d'apercevoir un avenir meilleur* » (op cit., p.58).

L'exploitation et les incendies des forêts d'Alerce au cours de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle ont entraîné des changements importants dans le paysage, au sud du pays. Pendant cette période, on a largement contribué à la destruction de la forêt d'alerces dans la Vallée centrale, qui couvraient plus de 30 000 hectares : « *Au milieu du dix-neuvième siècle, une grande partie des alerces de la Vallée centrale et près de Valdivia avaient été exploitées et brûlées* » (Otero, 2006 en évoquant à Philippi, 2004).

4.3.3 L'arrivée du train dans la Région de Los Lagos : la coupe à blanc et les premières scieries

La politique chilienne à l'origine du processus de colonisation européenne était basée sur la souveraineté et le peuplement des territoires du sud, mais ce processus était totalement dépourvu de stratégies environnementales durables; de plus l'Etat n'a apporté aucun soutien en terme d'infrastructure de transport pour les colons, ce qui a également contribué à l'utilisation du feu et de la coupe à blanc de la part des colons, afin d'ouvrir les espaces (Otero, 2006). Comme résultat à l'arrivée, d'abord des Espagnols puis des Allemands (et de quelques Italiens et Suisses), mais aussi de Chiliens venus du nord - qui ont mené un type d'exploitation de style minier -, la situation des forêts du sud du Chili au début du XX^{ème} siècle était déjà déplorable et il montrait des signes dévastateurs : « *Les forêts qui existaient dans différentes régions du pays en plus grande ou plus petite abondance, ont été réduites à de petites fractions depuis le nord jusqu'au Bío-Bío et ne correspondent pas aux besoins de ces régions. Du Bío-Bío jusqu'à Valdivia, on les a détruites de façon démesurée sans faire la division prudente entre les terrains aptes et inaptes pour l'agriculture. Ces faits se sont produits à mesure que le chemin de fer du sud avance, cela se passe actuellement de Valdivia à Osorno et cela arrivera très tôt d'Osorno à Puerto Montt* » (Albert, 1911).

Dans la zone d'Osorno, la première aube de l'industrialisation du bois se produit pendant les dernières années du XIX^{ème} siècle, coïncidant avec l'arrivée du chemin de fer à la Région de Los Lagos. Le train est venu accroître l'élimination et la dégradation des forêts, il atteint la province d'Osorno en 1898 (Figure 39), et dix ans plus tard arrive à Puerto Montt. Peralta (1991, p.225) en commentant les implications de l'arrivée du train sur le développement de la zone d'Osorno souligne que : « *il est indéniable que le chemin de fer a été le principal moteur de l'exploitation forestière à grande échelle* ».

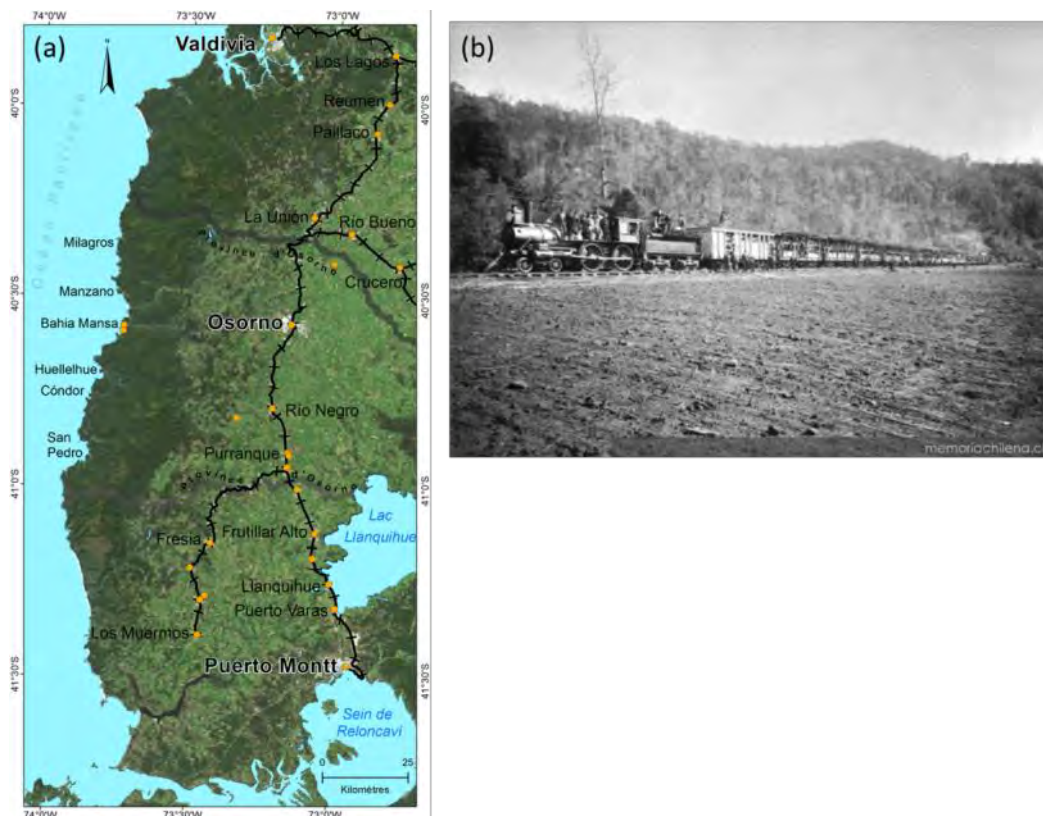


Figure 39 : (a) Voies ferroviaires de la province d'Osorno et des provinces voisines (Source : Cartographie IGM 1 : 250 000 et image MODIS en vraies couleurs, 2012) **(b)** Chemin de fer de Valdivia à Osorno, vers 1920 (Source : © - Copyright 2004© MEMORIA CHILENA ®. Todos los Derechos Reservados. Colección Biblioteca Nacional).

Comme nous l'avons dit, le train a nécessité beaucoup de bois pour les traverses, mais il a aussi constamment requis du combustible pour les locomotives. Camus (2006) mentionne l'augmentation de la dynamique du travail et de la consommation de bois qu'a causé le train à la fin du XIX^{ème} siècle. Il souligne par exemple que : « *Une autre affaire qui a pris naissance autour de l'exploitation des forêts et le chemin de fer a été l'approvisionnement et la vente de bois de chauffage pour les chaudières de locomotives, de haute consommation d'énergie* » (p.132). Mais cette augmentation de la capacité de transport non seulement a eu un impact sur la forêt par l'augmentation de l'extraction de bois, mais la majeure capacité de transport a également stimulé l'expansion des surfaces destinées aux activités agricoles et d'élevage, avec le conséquent remplacement des forêts.

La demande de bois de chauffage était évidemment aussi une pression croissante sur la forêt, du moins, on peut le supposer en observant l'augmentation la population chilienne de 2 500 000 personnes entre 1813 et 1910 (INE, 2010)¹⁴. Camus (2006, p.131) s'appuyant sur des chiffres du ministère de l'Intérieur de l'époque, montre que le transport ferroviaire de bois de chauffage depuis le sud jusqu'à Santiago, entre 1876 et 1880, a augmenté de 44 756 à 85 709 quintaux

¹⁴ La population totale du Chili a atteint 102 000 habitants en 1810 et a augmenté à 200 000 personnes en 1910, et en 1848 la population croissait en moyenne de 18 personnes par mille habitants, et en 1910 a diminué à 7 pour mille (INE, 2010).

métriques. De plus, au cours de l'année 1876, le bois de chauffage a été la charge la plus transportée, suivie par la farine et le blé.

4.3.4 Le début du XX^e siècle : le sciage et le « floreo »

Au début du XX^e siècle, les scieries se sont multipliées en grand nombre; beaucoup d'entre elles consistaient simplement en une locomobile équipée d'une scie pour obtenir la coupe de bois, et permettre parallèlement d'habiller les terrains pour les activités agricoles. Pour la province d'Osorno, il a été estimé par exemple que seulement pour le secteur de Purranque en 1913, il y avait plus de trente scieries, et dans la commune d'Osorno, aux alentours de 1912 il en existait une vingtaine (Peralta, 1991). Dans la province, la proximité des gares d'Osorno, Purranque et Río Negro aux points d'exploitation de la forêt ont contribué à « *mobiliser de grandes quantités de bois bruts et transformés, vers les centres de consommation, par exemple, pour les provinces du nord* » (op cit., p.223).

Lors de la première moitié du XX^e siècle on reconnaît un changement dans la relation de la population aux forêts, qui sont déjà moins nombreuses, mais les pratiques forestières irrationnelles et dégradantes pour l'environnement persistent (Susaeta, 1989). Les activités forestières s'associent particulièrement au développement de la production de bois scié, fournissant surtout du matériel pour la construction, mais la gestion durable n'est pas encore présente dans l'exploitation de la forêt autochtone ; les pratiques forestières sont fondées notamment sur la sélection et l'enlèvement des meilleurs arbres, laissant sur pied les arbres de plus petite valeur économique ; cela a pour conséquence la dégradation des grandes surfaces en termes de qualité et de composition d'espèces (pratique appelée "*floreo*"). À mesure que diminuait la qualité des forêts dans un lieu exploité, l'extraction se déplaçait vers d'autres secteurs encore sains.

Or, les coupes à blanc et les brûlages, bien qu'ils aient été réduits, continuaient à être pratiqués dans certaines zones, en particulier par des occupants illégaux dans les réserves forestières de l'État (Susaeta, 1989). En outre, plusieurs des espaces forestiers déjà ouverts ou éclaircis, qui font partie de végétation en régénération, sont maintenant aussi occupés pour l'élevage qui les utilise pour nourrir le bétail avec des feuilles, bourgeons et plantules, renforçant encore plus la détérioration des milieux naturels.

En résumé, pendant la période préindustrielle la détérioration et la perte des forêts ont été majeur ; une gamme de pratiques nuisibles ont été employées négligemment : les incendies de végétation, la coupe à blanc, la coupe sélective des meilleurs arbres, la substitution pour l'agriculture et la nourriture pour le bétail, représentent les principaux éléments de relation de la société avec la forêt, qui expliquent la plus intense dégradation et destruction à travers l'histoire des forêts du sud de l'Amérique du Sud.

4.4 L'étape industrielle : de l'utilisation inconsidérée de la ressource forestière vers un modèle économique de substitution aux importations

4.4.1 La crise économique et environnementale

L'exploitation intensive des forêts, se manifestant à la fois par le déboisement et par la dégradation, qui a eu lieu au XIX^e et au début du XX^e siècle (Photo 8), a causé des

dommages environnementaux reconnus au cours de la décade 1930 et se soldant par une crise de disponibilité du bois dans les années 1940 (Donoso, 1983).

Les préoccupations quant à l'état de la forêt et l'érosion des sols motivèrent le gouvernement chilien à engager un groupe d'experts américains (Mission Haig) afin d'examiner la situation des forêts. Le rapport final fut publié en 1944 et ratifia objectivement la situation difficile des forêts.. La mission a estimé que le pays comptait 16 millions d'hectares de forêts, dont 5 millions étaient des forêts commercialement exploitables, et qu'il y avait 2 250 millions de mètres cubes de bois sciable mais qu'il se réduisait de 1% par an (Elizalde, 1970). Des années plus tard, un rapport technique de la FAO stipula que *« l'épuisement des forêts a eu un taux de 28 millions de mètres cubes de bois par an, ce qui est 3,5 fois supérieur à l'augmentation par an. De ce montant, 16 millions de mètres étaient détruits par le feu, soit 54,9% [et] 14% par l'exploitation industrielle »* (FAO, 1956 in Elizalde, 1970 p.118).



Photo 8 : Paysage du sud du Chili dévasté par les effets du feu, au début du XX^{ème} siècle (Source : © - Copyright 2004© MEMORIA CHILENA ®. Todos los Derechos Reservados. Colección Museo Histórico).

Le Chili au cours du premier tiers du XX^{ème} siècle avait fondé sa croissance sur les exportations, notamment de cuivre, de salpêtre et de blé. Cependant depuis 1929 commence à se produire une baisse des prix des produits primaires et du volume exporté, à cause surtout de la crise mondiale. A partir de ce moment là, les exportations se réduisent et le pays doit importer de nombreux produits agricoles. À la crise s'ajoutent les mauvaises nouvelles rapportées par la Mission Haig, ainsi que la situation environnementale critique engendrée par le changement d'utilisation des sols forestiers désormais destinés à l'agriculture : dans les espaces ouverts de la forêt destinés aux cultures agricoles, en particulier au blé, les sols s'étaient épuisés (Tableau 4), entraînant une baisse des rendements agricoles mais aussi des processus d'érosion graves qui ont affecté non moins de 4 millions d'hectares du territoire national, particulièrement depuis la zone centrale du pays (environ 33 ° S) à la Région de la Araucanía (39°S) (Elgueta et Jirkal, 1942, in Elizalde, 1970).

Période	Rendement moyen (qqmm/ha)
1911 - 1917	10.5
1918 - 1924	9.9
1925 - 1931	8.3
1932 - 1939	7.1

« Depuis 1939, une partie importante des sols de Malleco, Concepción et Maule ont pratiquement cessé de produire, morts par l'érosion, et des centaines de familles ont migrées de cette dernière province »

(Elizalde, 1970)

Tableau 4 : Diminution du rendement du blé dans huit localités érodées du centre-sud du Chili, au cours des premières décennies du XXe siècle (Source : Elgueta et Jirkal, 1942 *in* Elizalde, 1970).

4.4.2 Loi des forêts de 1931: une incitation à l'introduction de plantations

L'inquiétude suscitée par la situation des forêts et l'érosion qui avait frappé une grande partie des terres agricoles, rajoutées à la crise économique, ont conduit à la recherche de stratégies pour augmenter les taux de boisement, de manière à atténuer les dommages environnementaux, mais aussi à éviter le déficit d'approvisionnement en bois et dynamiser l'économie. Cette situation obligea l'Etat à reformuler ses stratégies de développement économique, en créant de nouveaux instruments à cet effet. Les lois antérieures avaient été orientées à soutenir d'autres secteurs de l'économie (agriculture et mines), en revanche la Loi des forêts dictée en 1931 (Décret suprême N° 4363 de 1931) a été le premier instrument d'une politique d'encouragement pour le développement forestier ; elle détermine le statut de la forêt en définissant les terrains d'aptitude forestière et les systèmes de récolte qu'ils peuvent supporter. Avec ce décret, on a exempté d'impôts territoriaux les propriétaires de plantations forestières situées sur des terrains d'aptitude forestière et on a récompensé avec de l'argent les particuliers qui plantaient des forêts sur des terrains d'aptitude forestière reconnue. Parallèlement l'Etat fit un apport massif de plants pour la sylviculture (Chateaufort *et al.*, 2011). Cela favorisa les investissements et généra un fort processus de plantation de *Pinus radiata* qui entraîna d'importants accroissements annuels de la surface plantée (Katz *et al.*, 1999).

En outre, en vertu de cette loi, on reconnaît certaines fonctions écosystémiques accomplies par la forêt comme protéger les eaux et les sols. Le décret établit aussi des restrictions sur l'abattage des forêts et la protection de certaines espèces. Il réglemente la coupe au bord des rivières et pénalise l'usage du feu. La loi a également mis en place les premiers parcs nationaux, réserves et monuments nationaux. Cependant, du point de vue de la protection de l'environnement, la loi a eu « *peu d'effet pratique* » (Otero, 2006, p.155).

4.4.3 L'Industrialisation par substitution aux importations

Face à la situation économique, forestière et environnementale, les institutions et la communauté impliquée révisent les stratégies et les choix possibles du secteur forestier pour finalement commencer à compenser la situation en introduisant des forêts de plantation. Au milieu du XX^{ème} siècle, l'Etat a amplifié son domaine de responsabilités en direction du développement de la production et de l'activité de l'entreprise. À cet effet, il a créé des institutions pertinentes, dont l'organisme symbole est la Corporation de Développement de la Production (*Corporation de Fomento de la Producción*, CORFO) créée en 1939, en encourageant le développement industriel, qui atteint des rythmes significatifs pendant les années quarante (French-Davis, 2001).

Ainsi, l'Etat a lancé des plans de développement et d'investissement dans l'industrie, l'agriculture et la foresterie et, vers le milieu du siècle, a consolidé un modèle économique de croissance interne : le modèle « *d'Industrialisation par substitution aux importations* » qui s'est généralisé à l'Amérique Latine : « *En 1946/47, l'Argentine, le Brésil, le Chili, Cuba, le Mexique et le Venezuela ont reçu de grosses expéditions de machines destinées à la fabrication de la pâte et du papier, d'où l'on peut augurer un accroissement de la production future* » (FAO, 1948).

Dans le secteur forestier, la CORFO entreprend des activités de recherche technologique (*op cit.*)¹⁵ et de prospection des ressources forestières. Elle a encouragé dès ses débuts la production forestière, en installant des pépinières dans différents endroits du pays et en plantant directement sur de nouvelles zones par l'intermédiaire de sociétés forestières orientées à l'industrie de pâte à papier et de produits dérivés¹⁶. C'est ainsi qu'entre 1937 et 1947 on a presque doublé la production de papier et carton, « *La production moyenne annuelle est passé de 20 000 tonnes en 1935-1937 à 34 000 en 1939/1941 et à 37 000 tonnes en 1946-1947* » (*op cit.*). De même, les plantations forestières ont commencé à se répandre ; entre 1940 et 1959, le taux de plantation a atteint 10 000 hectares par an et on estime que, en 1965, entre 200 000 et 350 000 hectares de pins avaient déjà été plantés (Del Pozo, 2013).

Dans la recherche de stratégies de développement pour le pays, avec les nouvelles préoccupations environnementales et après le grand tremblement de terre de 1960, on réalise la première évaluation de l'état des sols et de l'érosion du pays et les résultats, selon Otero, étaient « *alarmants* », ce qui a motivé le gouvernement du président Eduardo Frei à promouvoir et à encourager le reboisement sur les sols dévastés. Il a lancé l'ambitieux *Plan Nacional de Reforestación* (Plan national de reboisement). Chateaufeuf *et al.* (2011) illustrent l'esprit de la politique forestière de l'époque, en évoquant Chacón (1995) qui précisément qualifie ce Plan comme un des plus remarquables de la politique forestière de cette période, dont le but était d'atteindre initialement 450 mille hectares entre 1966 et 1970, avec un objectif à long terme de 5 millions d'hectares dans 35 ans. Chateaufeuf (*op cit.*) nous dit que les objectifs n'ont pas été atteints, mais que les grandeurs souhaitées reflètent l'importance attribuée au développement forestier basé sur les plantations.

Dans ce contexte, pendant les années soixante, l'Etat participe activement à la création d'entreprises en association avec les particuliers, à l'achat de terrains pour la plantation commerciale d'espèces exotiques, et il réussit à obtenir des crédits externes pour l'installation d'importantes industries, spécialement dans le domaine de la pâte à papier. En même temps, le plan de reboisement contribue aussi à l'installation de nouvelles usines industrielles de bois scié, pour satisfaire en premier lieu les demandes internes du pays et réussir à exporter ce qui reste vers les marchés extérieurs – principalement l'Amérique Latine. L'industrie est notamment soutenue pour l'expansion des plantations d'espèces à croissance rapide, notamment de *Pinus radiata*. Ainsi, les exportations ont progressé de 3 à 4 millions de dollars à la fin des années cinquante, à

¹⁵ Au Chili « ... on est en train de réaliser des recherches pour déterminer les possibilités de produire de la pâte chimique, pour laquelle le pays possède des ressources forestières et d'autres matières premières adéquates » (In : Unasylva, 1948. - Vol. 2, No. 5).

¹⁶ « Plus tard, avec la création de l'Institut Forestier en 1961, la CORFO remet à celui-ci la responsabilité de placer l'industrie forestière dans la position qui lui correspond, tant dans le marché intérieur comme à l'étranger, en ôtant les entraves qui ont empêché le développement de ce secteur de la production » (In : CORFO, 1967. Geografía Económica de Chile).

plus de 40 millions au début des années soixante-dix (Katz *et al.*, 1999). La demande de bois obtenu de la forêt native – à ce jour réduite presque exclusivement à sa condition de productrice de matières premières – commence à être remplacée par le bois de plantations forestières : la proportion de *Pinus radiata* est passée de 0,5 % du total du bois scié en 1930 à 67,7 % en 1973 (Camus, 2006).

Toutes ces activités liées à la nouvelle industrie, qui favorisèrent de façon directe les secteurs productifs, ont été accompagnées par la création d'institutions spécialisées pour l'appui du développement forestier, par exemple l'Institut Forestier (INFOR) qui naît avec l'intention de promouvoir une utilisation plus efficace des ressources forestières dans la phase d'exploitation et de transformation industrielle (Katz *et al.*, 1999) : « *L'Institut Forestier développa des inventaires et des recherches et a maintenu des campagnes de promotion pour l'exportation de produits forestiers qui ont augmenté de 124% par rapport à 1964* » (Camus et Hajek, 1998).

Pour illustrer le rôle de l'Etat dans le soutien à l'industrialisation, on peut citer quelques exemples du secteur forestier, tel que le crédit de 20 millions de dollars emprunté par la CORFO dans la deuxième moitié des années cinquante à la Banque Mondiale en faveur de la *Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones* (CMPC), qui finalement a conduit à ériger l'usine *Celulosa Laja* pour la production de pâte à papier et *Bio Bio* pour le papier journal. A travers CORFO, l'Etat participa aussi, avec le rôle de garant, à la création de l'usine privée de papier journal INFORSA, vers la fin des années cinquante, sous condition que plus tard elle serait sous le contrôle de l'Etat (Katz *et al.*, 1999). Pendant la fin des années soixante, entre l'Etat et les entreprises privées, se sont construites deux usines de cellulose chimique de fibre longue, destinées spécialement à l'exportation : *Arauco y Constitución*.

Aujourd'hui, les entreprises CMPC, *Arauco y Constitución* et INFORSA, sont les premières entreprises forestières exportatrices, les plus importantes du pays (INFOR, 2009).

4.4.4 Pratiques des descendants de colons et l'arrive de plantations

Dans de nombreuses zones du sud du Chili, y compris la Région de Los Lagos, les descendants des colons continuaient toujours leurs pratiques forestières non durables ; ils coupaient la forêt par le feu pour la dédier aux activités agricoles, qui épuisaient rapidement le sol, puis ils se déplaçaient vers un autre lieu de la forêt : « *Les colons "légaux", qui ont obtenu un titre foncier, même dans les Réserves Forestières, et les colons "champignons" qui envahissent les Parcs Nationaux sont la pire épine dans la conservation et l'économie nationale. Souvent, ils brûlent des forêts entières, des milliers d'hectares pour en défrichant un secteur qui lui permet sa subsistance et celle de sa famille* ». « *...de cette façon ils ont transformé en cendres la Cordillère de Nahuelbuta, celle de la Côte...* » « *...et ils effacent les dernières réserves d'alerce de la région de Comao, et de la Cordillera de la Costa d'Osorno et Llanquihue* » (Elizalde, 1970, p.119-120).

Vers le milieu des années 60, surtout dans la zone de la précordillère, les conséquences causées par le déboisement de la végétation naturelle et le surpâturage et l'agriculture sur des sols non traités étaient évidentes (Figure 40). Dans la province d'Osorno vers la moitié de XX^{ème} siècle le paysage était marqué par les traces fraîches des incendies répandus dans la précordillère et sur les cimes des alerces, dont les chemins pour extraire ces conifères étaient bien définis. La forêt de la précordillère avait déjà été pratiquement toute remplacée par les prairies, et il n'y avait que quelques îlots repartis entre forêts adultes, secondaires, dégradées et brûlées. Afin de freiner

cette dégradation, et en considérant la qualité et l'aptitude des sols, on pensait uniquement au reboisement. Santana (2004), selon des informations compilées de la presse locale, signale qu'en 1950 on pensait déjà à la nécessité de reboiser les terres dégradées, tandis que les institutions de l'Etat commencent à s'intéresser au problème seulement en 1966. C'est dans ce contexte qu'entre 1950 et 1970, des entreprises privées s'installent, coïncidant avec une période de forts conflits fonciers entre les communautés indigènes et les grands propriétaires (Molina *et al.*, 2006). Il s'agit d'un processus qui se passait dans de nombreux endroits dans le sud du pays. Les entreprises privées ont commencé à étendre leur surface, pour plus tard la consacrer aux plantations commerciales d'espèces exotiques, comprenant le défrichement de la forêt native. Cela s'est produit surtout dans les zones habitées par la population Mapuche.

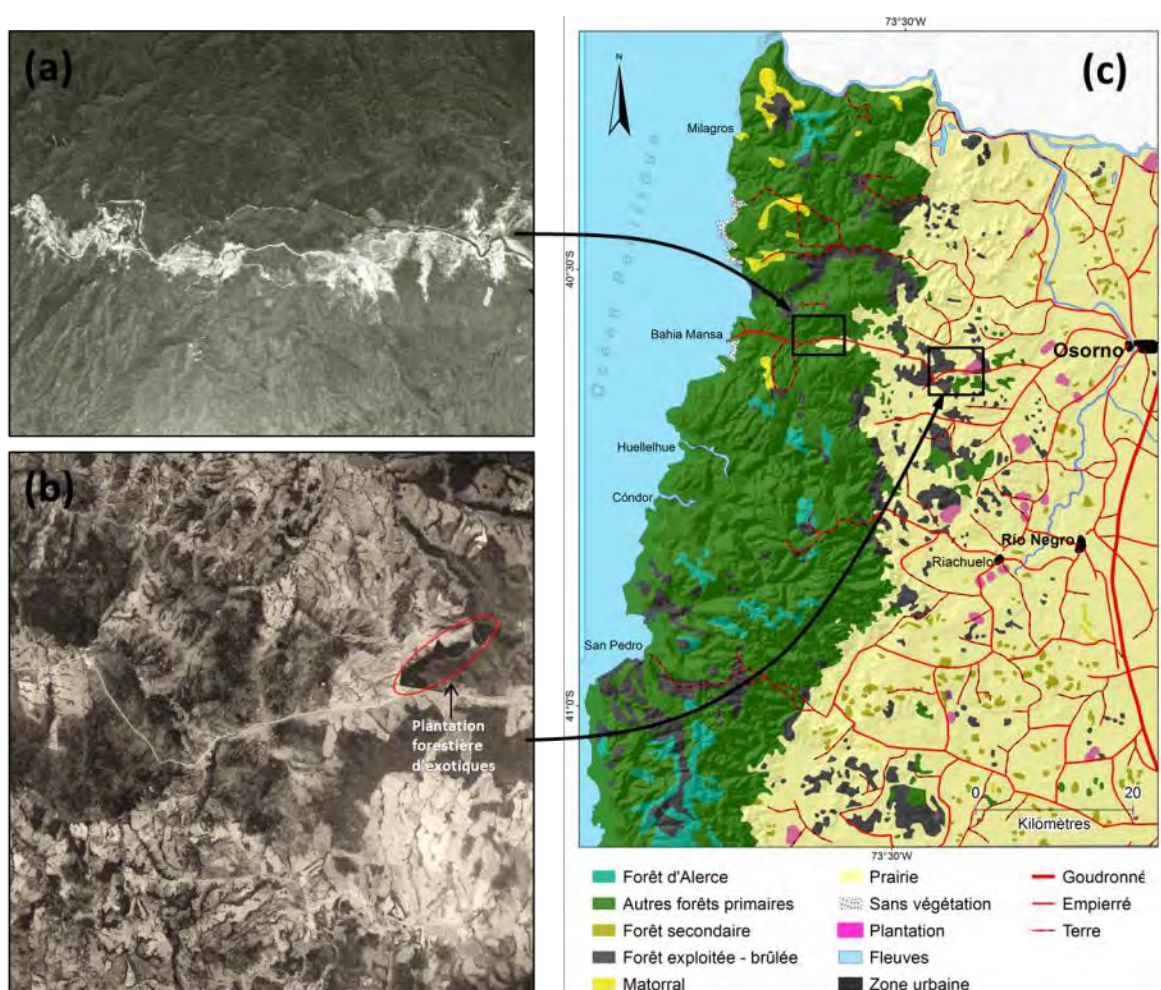


Figure 40 : Perte et dégradation de la forêt et premières plantations forestières, dans la cordillère et précordillère littorale de la Province d'Osorno dans les années 1960 (a) Des aires dépourvues de forêt en 1961 dans la cordillère, au bord de la route entre Osorno et le littoral (Source : Photographie aérienne OEA-1961) (b) La perte de forêts et fragmentation du paysage dans la précordillère en 1961 : des prairies, des zones brûlées et l'une des premières plantations (Source : Photographie aérienne OEA-1961) (c) État des forêts de la cordillère et précordillère dans la province d'Osorno en 1964 (Source : Adapté d'INFOR, 1964. "Mapa Preliminar de Tipos Forestales 1 : 500 000").

4.4.5 L'Unité Populaire : planification et naissance des institutions forestières actuelles

À partir de 1970, pendant le gouvernement de l'Unité Populaire (*Unidad Popular*) du président Allende (1970-1973), des projets forestiers d'importance sont conçus et de grandes propriétés foncières forestières sont expropriées pour la constitution d'entreprises de l'Etat, afin d'absorber le chômage rural à travers l'augmentation du reboisement et une meilleure utilisation des moyens de production. On considère alors que cela permettra de conquérir une position importante sur le marché international du papier et de la cellulose.

Sous ce gouvernement, l'intervention de l'Etat dans l'économie s'accroît. Il intervient comme organisme planificateur du secteur forestier : on crée la Corporation Nationale Forestière (*Corporación Nacional Forestal*, CONAF) comme une entité publique mais de droit privé¹⁷. Vers 1973, la CONAF, assume des fonctions en matière forestière jusqu'alors dispersées dans d'autres institutions, telles que la *Corporación de Reforestación* (COREF) établie en 1969 et les responsabilités qui étaient à la charge de *Corporación de Reforma Agraria* (CORA), *Servicio Agrícola y Ganadero* (SAG) et l'*Instituto de Desarrollo Agropecuario* (INDAP).

La CONAF est aujourd'hui en vigueur et est l'institution-clé qui conçoit et participe à la création de plans nationaux et régionaux de développement forestier, supervise, surveille la conformité aux lois et règlements forestiers et gère des réserves et parcs de l'Etat.

"Article 3 : L'objet de la CORPORATION sera de contribuer à la conservation, au développement, à la gestion et au profit des recours forestiers et d'aires naturelles protégées du pays". (Ministerio de Justicia. Estatutos de la Corporación Nacional Forestal - Decreto Exento N° 1546, de 21 de abril de 2009)

Pendant les années de l'Unité Populaire, l'Etat à travers la CORFO contrôlait la plupart des usines de cellulose et de papier (la CMPC exclue), les grandes scieries et les usines de panneaux en plus d'importantes plantations forestières, et entre 1970 et 1973 environ 67 % des 112 847 hectares forestières appartenaient à la Corporation Nationale Forestière (Katz *et al.*, 1999 ; Cerda *et al.*, 1992).

Nonobstant, durant cette période la production forestière industrielle enregistra un lent processus de croissance, même quand en 1972 on mit en place l'usine de *Celulosa Arauco* (Cerda *et al.*, 1992), l'Etat intensifia son influence dans tous les domaines du secteur forestier, en mettant l'accent sur l'étatisation de grandes entreprises, ce qui provoqua une baisse du rythme de boisement, dû à la crainte de certains propriétaires d'être expropriés (Camus, 2006).

¹⁷ En 1984, on a décrété le changement de sa condition d'entité de droit public, mais on n'a pas encore pu concrétiser ce projet, à cause de la non dissolution de la CONAF comme organisme de droit privé, ce qui montre la singularité du secteur forestier chilien.

4.5 L'étape exportatrice : néolibéralisme économique et l'essor des plantations forestières

La politique d'industrialisation par substitution d'importations est interrompue par le coup d'Etat de 1973 et remplacée par une politique de libre marché,¹⁸ dont l'objectif sera l'accroissement économique par l'intermédiaire de la dérégulation de l'économie et l'ouverture au commerce international. Ainsi les entreprises de l'Etat existantes commencent à être transférées au secteur privé et on établit des subventions pour stimuler l'investissement privé dans le secteur forestier.

4.5.1 La promotion des plantations forestières : Le décret 701

Depuis 1974, le secteur forestier s'impose comme l'un des plus dynamiques de l'économie chilienne. La politique forestière a encouragé les investissements dans le secteur privé, et a cherché l'augmentation des exportations à partir de l'utilisation intensive des plantations d'exotiques, s'appuyant sur la promulgation du Décret-Loi 701 qui a marqué fortement l'histoire du développement forestier chilien. La promulgation de cette normative¹⁹, en 1974, fondée sur des instruments d'encouragement et de subvention au développement de plantations forestières, des exemptions d'impôts et l'interdiction absolue d'expropriation de terrains forestiers, a réussi à promouvoir de forts investissements du secteur privé et un accroissement soutenu des exportations forestières, particulièrement de cellulose, accompagné évidemment de l'augmentation de la surface plantée. Le décret incitait au boisement sur des terrains *d'aptitude préférentiellement forestier*, dépourvus de couverture arborée et érodés, en subventionnant entre 75 % et 90 % du coût des plantations effectuées.

Les terrains d'aptitude forestier selon le décret sont « *toutes les terres qui ne sont pas techniquement arables* », qu'elles soient couvertes ou non de végétation ; en sont exclus les terrains qui sans subir de dégradation peuvent être utilisés dans l'agriculture ou la fructiculture. La détermination du statut des terres d'aptitude forestière est faite par les services d'un professionnel privé, et est ensuite examinée et approuvée par CONAF, mais, de nombreuses entreprises, avec l'ambition d'étendre les plantations, ont utilisé des conseils et services professionnels et détourné la loi pour dégager des surfaces de forêt autochtone pour les remplacer par des plantations (Cavieres et Lara, 1983 ; Lara *et al.*, 1999, *in* Donoso et Lara, 1999). Le décret 701 subventionne aussi le boisement sur les terrains qui dépourvus d'arbres ou d'arbustes, ou sur les terrains qui ont une couverture végétale, mais qu'il n'est pas possible d'exploiter économiquement, ni d'améliorer au moyen de la gestion forestière. Ainsi, dans de nombreux cas, les subventions ont été utilisées pour financer le remplacement de vastes zones de forêts adultes et des forêts en régénération, qui délibérément ont été désignées comme couvertes de matorrales. Le montant total des subventions

¹⁸ Selon French Davis « *À partir de 1973 on a imposé au Chili un modèle monétaire soutenu par un régime autoritaire qui a profité d'une autonomie exceptionnelle pour dessiner, mettre en pratique et ajuster son action* » Et qui s'est caractérisé par une ... « *inégalité initiale impérante entre les agents économiques, qui sont poussés à concurrencer entre eux, menant à une libéralisation et privatisation généralisée, et à une accentuation dans la concentration du pouvoir économique. Ce processus constitue un cas extrême de l'amplitude du rôle assigné au marché, par la privatisation profonde de la propriété des moyens de production et par le changement imposé sur l'organisation sociale du pays* »

¹⁹ Bibliothèque du Congrès National. Chili. www.bcn.cl

pour le boisement et les activités connexes (élagage, éclaircissage, administration) entre 1976 et 2011 est de 538 490 072 dollars²⁰.

L'importance que cette loi a eu sur la dynamique de la couverture plantée a été telle qu'en 1982 la surface subventionnée a représentée presque 88 % de tout ce qu'on avait planté pendant cette année-là ; le reste correspondait à des plantations réalisées par l'Etat, qui ont diminué après la crise économique de 1982, jusqu'à l'arrêt définitif de l'intervention de l'Etat en 1986, lorsque les plantations se réalisent seulement depuis le secteur privé (INFOR, Bulletins statistiques 1979-2005), en coïncidant avec l'arrivée des investisseurs étrangers sur le secteur. L'impact du décret se reflète aussi dans l'augmentation de l'extension des plantations, entre 1976 et 1994 (Figure 41), la superficie plantée de pins et d'eucalyptus a presque triplé, passant d'environ 600 à 1 700 hectares, et atteignant un taux de 109 885 hectares plantées pour cette dernière année. Une fois le décret expiré (1996), les taux de reboisement annuel des plantations ont connu une baisse significative, descendant jusqu'à 78 593 hectares/an en 1997.

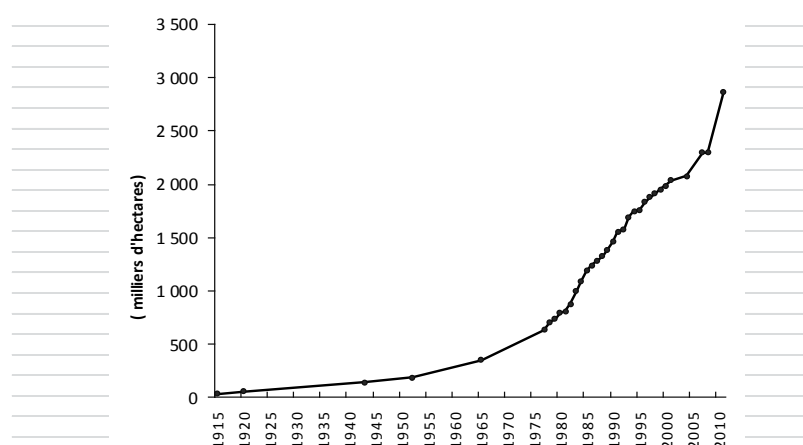


Figure 41 : Evolution de la superficie couverte par plantations forestières d'espèces exotiques au Chili, 1915-2010 (Source : élaboré à partir de : INFOR, bulletins statistiques de 1979 au 2009 ; Katz *et al.*, 1999 ; Otero, 2006 ; INFOR, 2013 : www.infor.cl).

En 1998 le décret est prolongé par un cadre légal qui diminuait les encouragements tributaires et incorporait des éléments environnementaux et sociaux. La bonification forestière se concentrait plutôt, d'une part, sur les sols dégradés et, d'autre part, sur les petits propriétaires qui avaient été laissés de côté jusqu'alors (Fiabane, 1998). A cette date, quelques critères du décret et de son application avaient été remis en question, comme le fait d'admettre la substitution des forêts natives au moyen du reboisement avec des espèces différentes aux originelles et la possible responsabilité de l'octroi des bénéfices aux grandes entreprises, en favorisant la concentration de la propriété et de la richesse dans des secteurs aux revenus élevés. Selon Wilken (1998), entre 1974 et 1994, seulement 6,4 % des propriétaires de terrains inférieurs à 10 ha avaient été favorisés, tandis que 60 % des bonifications distribuées pendant ces vingt ans furent perçues par les plus grandes entreprises forestières.

Au cours de 38 années d'existence du décret, il a eu quelques modifications ciblées à faire bénéficier de plus d'avantages aux petits et moyens producteurs, mais le grand propriétaire foncier

²⁰ Statistiques forestières disponibles sur www.conaf.cl (consultées le 20 août 2013)

a toujours été présent. En Avril 2013 la chambre des députés chilienne a approuvé la prolongation du décret 701 pour 20 ans supplémentaires. La CONAF affirme que le décret s'adresse désormais particulièrement aux petits et moyens agriculteurs et qu'au Chili il y a encore 2,3 millions d'hectares de sols découverts de végétation, qui sont dans un processus continu d'érosion liés à l'augmentation de la pauvreté et la dégradation environnementale. Par conséquent, il est « *indispensable de boiser ces sols, unique moyen de mettre fin à ces processus nocifs, ce qui est l'objectif central de ce projet de loi.* »²¹. On argue que les bénéfices du renouvellement du projet sont dirigés à trois types de propriétaires (1) « petit propriétaire forestier », (2) « moyen propriétaire forestier », et (3) « autres propriétaires forestiers ». Cette dernière catégorie est définie comme une personne physique ou morale, ou une communauté dont les ventes annuelles ne dépassent pas US\$ 2 307 200, catégorie qui va bien au-delà d'un petit ou moyen agriculteur²², et correspond plutôt à un grand propriétaire. Parmi les bénéfices il y aura une bonification de 90% sur les coûts de boisement pour les petits propriétaires et 75% pour les propriétaires moyens. Pour les "autres propriétaires", le taux de subvention sera de 50%.

4.5.2 Les entreprises du modèle exportateur

A partir de la promulgation du décret 701, les perspectives étaient très prometteuses pour les entreprises privées : les exportations forestières ont triplé entre les années 1970 et 1975, atteignant les 125 millions de dollars, elles ont presque quadruplé entre 1975 et 1980, en arrivant à 468 millions, alors qu'en 1965 les exportations avaient été seulement de 14 millions de dollars (INFOR, 2009) (Figure 42). Le décret 701 permettait donc de hauts rendements économiques. De plus, en 1975, on a levé l'interdiction d'exporter des produits non élaborés ou semi élaborés, favorisant ainsi l'exportation de fûts, en donnant plus de confiance aux entreprises privées afin d'investir dans le secteur forestier. La croissance des exportations n'a pas cessé au cours des dernières années. En 2008, elles ont atteint 5 453 milliards de dollars, et on espère que ces chiffres continuent à augmenter. Le directeur d'INFOR note qu'il existe dans le pays un potentiel total de 150 millions de mètres cubes, dont l'exploitation pourrait permettre à l'avenir un niveau d'exportation équivalent à 15 milliards de dollars par an (Grosse, 2010).

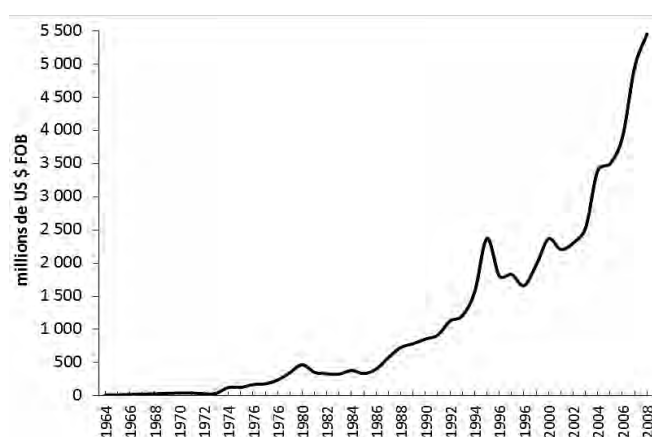


Figure 42 : Evolution des exportations forestières nationales (INFOR, 2009).

²¹ CONAF, 2013. Disponible sur <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/plantaciones-forestales/nueva-ley-de-fomento-forestal/> (Consulté le 2 Août 2013)

²² Dans le décret la valeur est de 50 *unidades de fomento* (1 *Unidad de Fomento* = US\$ 46 144, en date du 23 Septembre 2013, ce qui implique US\$ 2 307 200).

L'évolution du secteur forestier a également été marquée par la présence d'entreprises étrangères ; au début des années quatre-vingt on commence à incorporer des capitaux étrangers au travers de la fusion avec des entreprises chiliennes dans le cadre du Décret-Loi N° 600 publié en 1974, ce qui encourage l'attraction de capitaux externes et établit un traitement égal pour les investisseurs étrangers et nationaux. L'économie continue à se fonder sur le principe primaire exportateur, la sylviculture étant l'un des axes principaux du développement avec le cuivre, la fruiticulture et la pêche. Grâce à cet instrument légal, le secteur forestier canalise des investissements étrangers de 192 millions de dollars entre les années 1982 et 1989 (CEPAL, 2001).

À partir des années quatre-vingt-dix, l'augmentation de la capacité de production au niveau mondial et la forte diminution de la demande dans les pays de l'Organisation pour la Coopération et le Développement Economique (OCDE), produisit une brusque chute des prix, ce qui obligea les entreprises à réduire les coûts, à améliorer l'efficacité et à intensifier la concurrence sur les marchés, en provoquant une réduction importante des bénéfices, ce qui a contribué au départ des investisseurs étrangers qui participaient dans quelques unes des entreprises leaders du secteur. Ainsi, les flux d'investissements étrangers dans ce secteur ont stagné et les groupes locaux se sont placés comme des principaux agents en termes de production et d'exportation (*op cit.*). Actuellement ces groupes locaux ont réussi à étendre considérablement leurs moyens de production et leurs surfaces plantées, qui s'étendent même à d'autres pays d'Amérique du Sud, en profitant des subventions et du faible prix de la terre pour installer de nouvelles plantations dans les pays voisins (*op cit.*) (Figures 43). Au Chili, trois sociétés privées concentrent une superficie forestière de 1 687 237 hectares comprenant principalement des plantations ainsi que, dans une moindre mesure, quelques forêts naturelles. De toutes les plantations au Chili, ces trois sociétés appartenant à ces groupes nationaux représentent près de 70% de la surface plantée²³.

²³ Calculé à partir des rapports annuels des sociétés : Memoria Anual 2012 de Celulosa Arauco ; Memoria anual 2011 de Empresas CMPC ; Memoria anual 2012 de MASISA.



Figure 43 : Superficies (ha) forestières des trois plus grandes entreprises chiliennes dans le contexte de l'Amérique du Sud (Source : élaboré à partir de, Memoria Anual 2012 de Celulosa Arauco ; Memoria anual 2011 de Empresas CMPC ; Memoria anual 2012 de MASISA).

Ces groupes économiques qui couvrent pratiquement toute la chaîne productive, sont le groupe Nueva (MASISA S.A.), le groupe Angelini (*Celulosa Arauco y Constitución S.A.*)²⁴ et le groupe Matte (*Compañía Manufacturera de Papeles y Cartones*, CMPC)²⁵, propriétaires des entreprises exportatrices de cellulose les plus importantes du pays, en se plaçant parmi les premières entreprises exportatrices du Chili. Sur la figure 44, on peut voir que les sept premières entreprises – appartenant à ces trois groupes – concentrent presque 70 % du total des exportations ; cependant plusieurs des entreprises restantes sont aussi filiales de ces mêmes groupes.

²⁴ En 2004, Cellulose Arauco et Constitution S.A. est propriétaire de 669 mille hectares, principalement de *Pinus radiata*, et de plus, elle possède en Argentine et en Uruguay 120 mille hectares de plantations, notamment de *Pin taeda*. (Cellulose Arauco et Constitution S.A., 2005. Mémoire annuelle)

²⁵ Le patrimoine forestier de la Compagnie Manufacturière de Papiers et Cartons atteint 709 252 hectares. Il s'agit principalement de plantations de *Pinus radiata* et *Eucalyptus spp.* en 2004. En Argentine elle possède 64 mille hectares plantés, principalement avec les espèces *taeda* et *elliotti*. (Entreprises CMPC S.A., 2005. Mémoire Annuelle 2004)

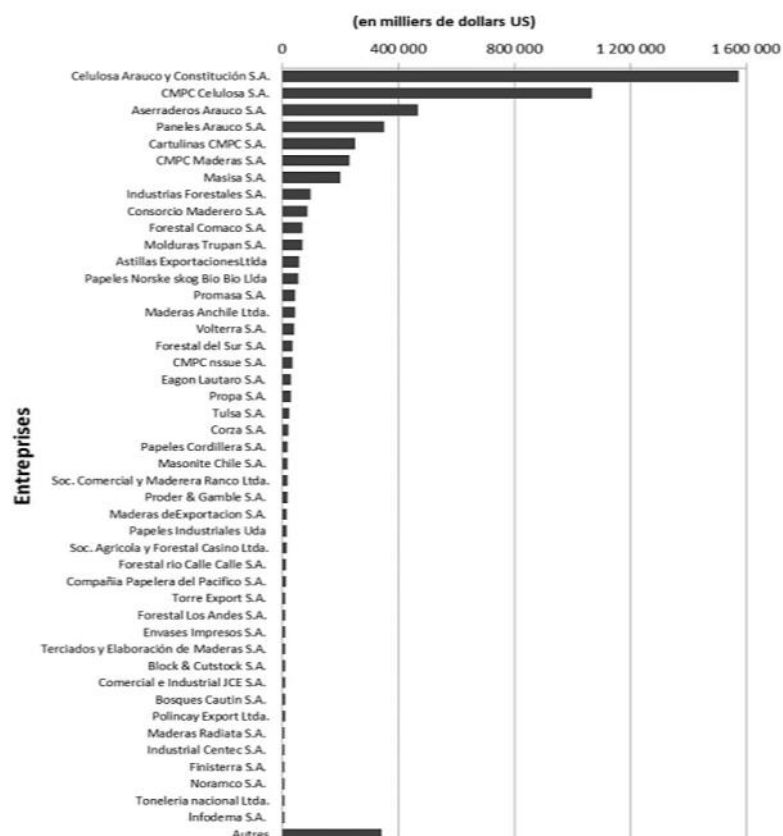


Figure 44 : Exportations forestières des entreprises chiliennes en 2008 (Source : Elaboré à partir INFOR, 2008).

Ils obtiennent la plus grande part de la valeur des exportations forestières à partir de la cellulose, mais aussi à partir de la production de papier, carton et bois scié²⁶, où la présence du capital est principalement chilien, mais qui fonctionne au rythme d'un système économique ouvert au marché, avec des capitaux qui participent à une dynamique mondiale et qui dirigent leurs stratégies vers l'accroissement de leurs bénéfices à travers l'augmentation de leur commerce et l'expansion de l'aire de marché (Figure 45). Ces trois entreprises sont parmi les 10 acteurs les plus importants dans l'industrie forestière en Amérique du Sud et parmi les 100 principales entreprises forestières dans le monde ; CMPC a occupé la 21^{ème} place en 2010, Arauco la 28^{ème} et MASISA la 82^{ème} (Pricewaterhouse Coopers, 2011).

²⁶ Arauco est aussi propriétaire de quatorze scieries - douze au Chili et deux en Argentine-, et de sept usines de remanufacture du bois, parmi d'autres industries. (Cellulose Arauco et Constitución S.A., 2005. Mémoire Annuelle)

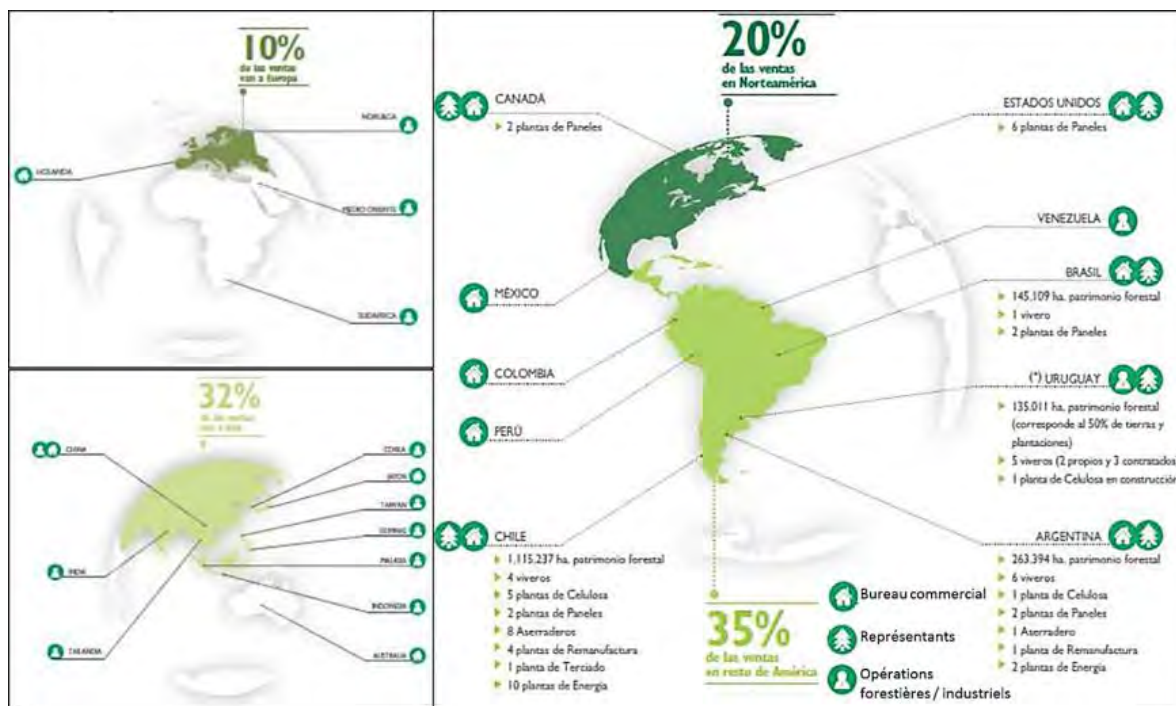


Figure 45 : Présence des plantations forestières, des installations et des opérations commerciales de l'entreprise CMPC dans le monde, 2011 (Source : Memoria anual 2011 de Empresas CMPC).

Chapitre 5. Formes de détérioration de la forêt : déforestation et dégradation

Ce chapitre vise à présenter la détérioration de la forêt dans le cadre de l'approche scientifique actuelle du changement de l'occupation et de l'utilisation des sols de façon à orienter son utilisation et le rendre opérationnelle dans les chapitres suivants. Le terme détérioration est utilisé ici dans un sens ample, englobant les concepts de déforestation et dégradation des forêts. On examinera également, d'une manière générale, les principales conséquences de la détérioration des forêts sur les services écosystémiques.

5.1 Le changement de l'utilisation/occupation du sol

L'environnement mondial est en processus de changement en raison à la fois de causes naturelles et humaines, mais les facteurs d'origine humaine sont la principale source de la modification des écosystèmes et des paysages naturels de la Terre (GLP, 2005). La plupart des transformations et des troubles que l'homme a provoqué sur l'environnement global proviennent du changement de la couverture terrestre, lui-même un produit de l'utilisation du sol (Lambin et Geist, 2006 ; Foley *et al.*, 2005). Environ la moitié de la surface des terres libres de glace a déjà été transformée ou sensiblement modifiée par l'homme, tandis que la plupart du reste est géré dans une certaine mesure (Klein Goldewijk et Battjes 1997 *in* IGBP 2006, p.10). Le recul des forêts est l'une des principales préoccupations actuelles liées aux changements causés par l'homme dans l'environnement global, et attire de plus en plus l'attention de la population mondiale. Ce processus a été classé par la communauté scientifique parmi les problèmes environnementaux les plus sérieux (Myers, 1996 ; Steffen *et al.*, 2004 ; Williams, 2003 *in* Lambin et Geist, 2006).

La dynamique forestière peut être comprise, d'un point de vue géographique, à travers l'analyse du Changement de Couverture et d'Utilisation des Sols (dont l'acronyme en anglais est LUCC, de *Land-Use and Land-Cover Change*), en entendant celui-ci à la fois comme un processus – et comme un indicateur – dans lequel l'utilisation du sol (*land use*²⁷) agit en transformant l'occupation du sol (*land cover*²⁸), ce processus étant le résultat de l'interaction entre les éléments du système social (activités humaines) et les éléments du système biophysique. L'objectivation du processus devient spatialement explicite et observable par des marques ou empreintes sur la surface terrestre laissées par l'action humaine, lesquelles (re-) configurent la structure et les fonctions des territoires et des écosystèmes. L'observation et l'analyse de ces marques et leur dynamique est un exercice enrichissant et utile, parce qu'il contribue à la révélation et la compréhension synthétique des relations entre les groupes sociaux et leur environnement. Ainsi Paegelow (2004, p.136) considère « *l'occupation du sol comme un indicateur pertinent, disponible à haute résolution, d'une combinaison d'activités humaines que les sociétés déploient dans l'espace – et auxquelles l'occupation du sol réagit avec une certaine inertie – et de facteurs naturels.* ».

²⁷ « *Land use is the term that is used to describe human uses of the land, or immediate actions modifying or converting land cover. It includes such broad categories as human settlements, protected areas and agriculture.* ». (de Sherbinin, 2002, p.4)

²⁸ « *Land cover refers to the natural vegetative cover types that characterize a particular area. These are generally a reflection of the local climate and landforms, though they too can be altered by human actions.* ». (op cit., p.4)

L'impact des changements de la couverture biophysique terrestre sur les processus environnementaux globaux et les activités humaines est une préoccupation de la communauté scientifique qui, principalement depuis les années 1970, a commencé à mettre en garde contre ses conséquences. Dans le cadre des conférences sur l'environnement, célébrées à Stockholm (1972) et Rio de Janeiro (1992), on soulignait la nécessité de faire face aux défis posés par des changements environnementaux et surtout par le changement climatique et la déforestation, ce qui a accru la demande d'études et le développement des méthodologies et des outils pour comprendre la dynamique du LUCC, en intégrant chaque fois de plus diverses approches disciplinaires. À ce propos il s'affirmait déjà au milieu des années 90 que: « *The global environmental change community has increasingly recognized the significance of land-use and land-cover change and the need for an interdisciplinary research approach to the subject* » (Turner *et al.*, 1995, p.7).

Un exposé des conséquences du changement de l'occupation/utilisation des sols sur l'environnement peut être trouvé dans le *Annual Review of Ecology & Systématique* de 1992 avec la publication de Meyer et Turner, et aussi la de Vitousek, qui révèlent avec clarté l'incidence des changements de la couverture de sol sur l'environnement global, soit en affectant la dynamique ou la composition des fluides globaux du système Terre (l'atmosphère, le climat mondial, le niveau de la mer) soit en modifiant la couverture terrestre à travers des changements localisés à la manière d'une mosaïque, mais qui accumulés acquièrent une importance globale (comme la perte de la biodiversité, la dégradation des sols et le changement hydrologique). Cette dynamique est croissante, parce que comme l'a souligné Foley *et al.*, (2005), la tendance actuelle de l'occupation/utilisation des sols permet aux humains s'approprier une fraction chaque fois plus importante de biens et services de la biosphère, mais au prix d'une réduction de la capacité des écosystèmes à soutenir globalement la production alimentaire, de maintenir les ressources en eau et la forêt, de réguler le climat et la qualité de l'air, et de réguler des maladies infectieuses.

5.1.1 La science des changements d'utilisation et d'occupation du sol

Tout cela a conduit à la nécessité de comprendre les implications de la dynamique de l'utilisation/occupation du sol sur les écosystèmes et ses impacts conséquents sur le développement durable. Pour la science, cette situation a mis en avant un enjeu majeur de recherche (Turner, Lambin et Reenberg, 2008), donnant naissance à la science des changements d'utilisation et d'occupation du sol (LUCC) ou *Land Change Science* (LCS), une approche qui traite la Terre comme un système couplé *humain - environnement* (ou système socio-écologique) visant à connaître leurs changements et leurs conséquences grâce à l'intégration des sciences naturelles, sociales, et de l'information géographique (Turner et Robbins, 2008) : « *Les développements en cours indiquent l'émergence d'une "science intégrée du sol" dans laquelle la science de l'environnement, de l'homme et la télédétection / SIG se joignent pour résoudre plusieurs questions sur l'occupation du sol et les changements de la couverture terrestre et les impacts de ces changements sur l'humanité et l'environnement* » (Turner, 2001, p.172).

Une action concrète qui montre l'émergence de la science du changement du sol est le projet LUCC, un projet global au cœur de l'IGBP (*International Geosphere-Biosphere Programme*) en conjoint avec l'IHDP (*International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change*), qui s'intéresse à la manière dont les forces humaines et biophysiques affectent l'utilisation des sols et par conséquent, la couverture terrestre globale, et à

l'identification des impacts environnementaux et sociaux de ce changement. Lancé en 1994, le projet a trois missions : (1) Construire un recueil d'informations sur la dynamique de l'occupation des sols et de la couverture terrestre du local au global, (2) identifier un petit nombre de principes solides qui peuvent mieux assembler des visions locales en une science prédictive, et (3) favoriser le développement de modèles communs qui peuvent ensuite devenir largement disponibles pour les scientifiques et les intervenants territoriaux.

Bien qu'il n'ait pas encore surgi une théorie unifiée de LCS, plusieurs chercheurs de nombreuses disciplines (couvrant les sciences physiques, environnementales, sociales et de l'espace) ont collaboré pour développer la LCS, afin d'aborder la dynamique des changements d'occupations et d'utilisation des sols comme base de la recherche du changement environnemental global. Cette collaboration a pu se noter particulièrement dans le contexte du projet LUCC, initiative qui, au cours des dernières décennies, a permis à de nombreux chercheurs de contribuer au développement de la LCS en améliorant la mesure des changements de la couverture terrestre, la compréhension des causes du changement d'utilisation des sols et le développement des modèles de prédiction de la dynamique du LUCC (Lambin, Geist et Rindfuss, 2006 *in* Lambin, *et al.*, 2006). Dans la tradition humaniste-environnementale des sciences, la LCS s'est positionnée, poussée en grande partie par la démarche des disciplines liées à la culture et l'environnement, avec une base importante dans la géographie, en s'imprégnant des rencontres et des apports de l'écologie culturelle et les sciences de la durabilité (Turner et Robbins, 2008). Actuellement, les chercheurs liés à cette science émergente, visent à améliorer : (i) l'observation et la surveillance des changements de la Terre, (ii) la compréhension des changements comme un système couplé humain-environnement, (iii) la modélisation spatialement explicite du changement d'utilisation/occupation du sol, et (iv) l'évaluation des conséquences sur le système couplé, tels que la vulnérabilité, la résilience et la durabilité.

La multiplicité des éléments et des relations impliquées dans un système couplé, fait que le programme ne soit pas facile à suivre ; dans les processus d'occupation/utilisation du sol interviennent plusieurs agents, causes et effets, qui ont un impact sur différents écosystèmes et sociétés. Cela oblige la communauté scientifique à rechercher des solutions interdisciplinaires et à travailler pour le développement de théories et méthodologies plus inclusives et globalisantes.

5.2 Le LUCC et la détérioration des forêts

Le problème de la détérioration des forêts se situe à une échelle planétaire et la superficie totale des forêts a continué à diminuer pendant ce siècle, même quand le rythme de pertes nettes, selon la FAO, est plus lent. La même institution signale que le déboisement, surtout pour convertir les forêts en terres agricoles, se poursuit à un rythme « *alarmant* ». Globalement, la surface a diminué d'environ 16 millions d'hectares par an dans la décade de 1990, à environ 13 millions d'hectares par an au cours de la décennie de 2000 à 2010. Mais la surface totale des forêts continue à réduire malgré l'existence d'actions pour la restauration du paysage, l'augmentation des plantations forestières et l'expansion naturelle des forêts. Cependant, au milieu du siècle passé, le taux de déforestation dans des pays développés commence à diminuer ; en l'Europe occidentale par exemple, le taux de déforestation a commencé à décliner à la fin du XIX^{ème} siècle, et la fin du XX^{ème} siècle les zones de forêts en Europe s'étaient stabilisées ou avaient augmenté.

Actuellement, il est reconnu que les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts ne sont pas à chercher exclusivement dans la filière forestière et qu'elles sont aussi d'ordre économique et social (FAO, 2012). De plus, dans de nombreux cas, les forces locales qui conduisent au changement d'utilisation du sol et aux transformations de la couverture terrestre, s'expliquent également par des facteurs institutionnels, dont les politiques sont de plus en plus en concordance avec les marchés mondiaux (Lambin *et al.*, 2001). En effet, les fluctuations régionales ou nationales de la déforestation qui se produisent partout dans le monde sont liées à des changements politiques majeurs et des conditions économiques internationales. Ainsi par exemple, les crises économiques et la présence de subventions entraînent souvent des changements dans les taux de déforestation (Steffen, *et al.*, 2004) ; rappelons le cas du décret-loi 701 imposé au Chili pour subventionner les plantations forestières, qui a provoqué la perte de forêt à cause du remplacement par des espèces commerciales à croissance.

De plus, fréquemment, les espaces forestiers des pays en développement sont aujourd'hui convoités ou appartiennent à de grandes entreprises qui imposent leur mode de gestion orienté presque exclusivement vers une optimisation des bénéfices commerciaux obtenus du bois, alors que ces espaces coïncident habituellement avec l'habitat des communautés locales d'origine indigène très enracinées dans le milieu, pour lesquelles la signification culturelle et les fonctions économiques de la forêt ne se résument pas seulement à l'optimisation des bénéfices commerciaux ou à la transformation de la forêt, telle que les monocultures sylvicoles (Rudel, 2009).

5.2.1 La détérioration des forêts : déforestation et dégradation

Dans la dynamique naturelle des forêts, comme dans tous les systèmes vivants, se produit un changement incessant pour sa conservation, son adaptation et son développement, ce qui implique la perte ou le renouvellement de quelques composants. Cette tendance dépend de la forêt elle-même ainsi que des interactions et relations entre les composants de l'environnement qui contribuent à sa spécificité. Parfois, l'environnement entraîne des changements plus importants que d'habitude, qui peuvent laisser des espaces ouverts et des marques fortes sur sa structure, ce qui est habituellement appelé *perturbation* : « *un événement relativement discret dans le temps qui perturbe l'écosystème, la communauté ou la structure de la population et les changements des ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique* » (Peterken, 1996, p.87, en évoquant à Pickett et White, 1985 et à White, 1987). La forêt tempérée du Chili inclut des altérations d'origine naturelle telles que des glissements de terrain, l'activité volcanique et des tempêtes de vent. Mais, dans la forêt de la cordillère littorale, l'activité volcanique n'existe pas et les glissements de terrain sont peu fréquents. Le vent sur la cordillère littorale est presque constant, et il fait déjà partie de la dynamique de l'écosystème ; sur les pentes les plus exposées sur la mer, quelques formations arborées ont réussi adapter leur physionomie, en acquérant une taille basse et parfois inclinée ou tordues. Autrement dit, les perturbations sont une partie essentielle dans la vie d'un écosystème forestier et en conséquence elles constituent un élément nécessaire à identifier et définir dans la gestion des forêts : « *Les perturbations périodiques sont une caractéristique essentielle de la plupart des écosystèmes forestiers, et la conservation de leurs caractéristiques et de leurs valeurs historiques passe généralement par le maintien des régimes de perturbation historiques, ou de leurs effets écologiques* » (Kimmins, 2003).

Pour le cas des altérations (ou perturbations) d'origine humaine de la couverture biophysique terrestre, les changements peuvent être de deux types : (1) la conversion d'une catégorie de couverture de sol à une autre – ce qui pour la forêt correspond à la « déforestation » – soit le remplacement complet d'un type couvert par un autre, et (2) la modification des conditions au sein d'une catégorie – telle que la « dégradation » de la forêt – c'est-à-dire des changements qui affectent le caractère de l'utilisation/occupation du sol, mais sans changer son ensemble (Meyer et Turner, 1992).

Déforestation

La déforestation peut être comprise comme la réduction de la couverture forestière à travers la perte des arbres ; selon la FAO (2012, p.11) elle consiste en « ... *le défrichement de forêts pour utiliser les terres à d'autres fins ou pour les laisser en friche* », ce qui équivaut à l'élimination intentionnelle de la couche végétale de la forêt par l'action humaine, bien que la déforestation puisse également se produire par négligence, comme c'est par exemple le cas pour un incendie non contrôlé ou le pâturage. Cependant la déforestation provient toujours de l'intervention humaine directe ou indirecte sur la couverture terrestre. D'après la définition du Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales²⁹, la déforestation est l' « *Action de dégarnir de forêt(s), de tout ensemble d'arbres, une certaine étendue* ». Mais quelle est la limite de l'étendue de ce dégagement d'arbres ? Pour la FAO, la limite se définit par opposition à la définition de forêt proposée : « *Terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectares avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à cinq mètres et un couvert arboré de plus de dix pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. Sont exclues les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante* ». Autrement dit, lorsque ces conditions ne sont pas remplies il doit être entendu qu'il y a déforestation. Il faut ajouter que cette définition de forêt est assez restreinte à un niveau opérationnel, parce que la forêt est un système complexe qui intègre plusieurs composantes et relations. En fait, cette définition inclut les monocultures de plantations artificielles, souvent constituées d'arbres exotiques, qui à proprement parler, peuvent aussi être considérées comme une manière de déforestation, car elles correspondent à un changement de la forêt « *pour utiliser les terres à d'autres fins* » (op cit.).

La définition de déforestation est essentielle pour le suivi et la compréhension de la dynamique d'occupation et utilisation de sols et les conséquences sur les écosystèmes, toutefois, les définitions varient d'un endroit à l'autre et celles-ci peuvent être soumises à des intérêts politiques ou économiques sous-jacents. Parfois cette définition est limitée uniquement à la conversion permanente des forêts à d'autres usages, ou la définition peut ne pas inclure la conversion de forêts naturelles à plantations. Pour Angelsen (1995, in Geist et Lambin, 2001, p.2) il n'y a pas de définition claires : « *Il n'existe pas de définition claire de la déforestation, mais non plus des estimations fiables de son étendue ni ses causes premières, et – en partie – comme un reflet de cela, il n'y a pas de consensus sur les causes sous-jacentes* ».

Au Chili, dans le cadre du Cadastre forestier qu'effectue la CONAF, la catégorie *Forêt* comprend à la fois la forêt autochtone et les plantations d'exotiques. Cependant, on fait également une distinction entre la *Forêt native* et les *Plantations*. La forêt native est définie comme un «

²⁹ Disponible sur <http://www.cnrtl.fr/definition/d%C3%A9forestation> (consulté le 23 août 2013)

*écosystème dans lequel la strate d'arbres est formée d'espèces autochtones »*³⁰. En ce qui concerne à la couverture horizontale d'arbres de cette forêt native, la définition chilienne est un peu plus exigeante que la FAO : ils doivent couvrir une superficie supérieure à 25 %. Mais du point de vue vertical, la taille des arbres est moins exigeante que la FAO, puisque elle doit être supérieure ou égale à 2,5 mètres de hauteur. Pour le cas des plantations s'établit la définition suivante : « *C'est une forêt dont la strate arborée est dominée par des espèces exotiques ou autochtones plantées* ».

Dégradation

En termes généraux, la dégradation se réfère à la perte de la qualité de la forêt, mais sans l'élimination totale de la couverture. La forêt peut être définie par ses caractéristiques de composition floristique et sa structure verticale et horizontale, dont les variations et les combinaisons permettent de distinguer des communautés forestières spécifiques. Lorsque cette spécificité est modifiée par l'homme et que la forêt acquiert une composition différente et / ou une structure différente de celle attendue, l'écosystème peut réduire sa capacité à fournir des provisions ou des services, on peut alors parler de dégradation (OIBT, 2002). Dans une forêt dégradée il peut y avoir également des arbres, mais le système a perdu son intégrité écologique d'origine en conduisant à la baisse de la productivité et de la diversité des espèces autochtones (Mujica, 2008).

La dynamique qui conduit à la dégradation est généralement associée aux pratiques extractives et productives non durables, telles que la coupe sélective, l'agriculture itinérante, le pâturage du bétail, l'extraction du bois de chauffage et le feu (DeFries *et al.*, 2007). La dégradation est un sérieux problème environnemental, en particulier dans les pays en développement ; selon l'OIBT (*op cit.*, p.15) en 2000 l'étendue des forêts dégradées dans 77 pays tropicaux était d'environ 850 millions d'hectares, et de cette superficie, 500 000 étaient des forêts primaires et secondaires.

La dégradation est un concept difficile à définir dans la pratique (Simula, 2009 ; Mujica, 2008), il n'est pas facile de parvenir à un consensus sur ce qui est la limite acceptable de l'éloignement de la forêt "attendue" et de sa capacité à fournir des provisions ou des services, car les perceptions et les intérêts autour de la forêt varient entre groupes sociaux et culturels et même entre les individus (Lackey, 2004 *in* Mujica, 2008). L'évaluation qu'un scientifique aura des avantages d'une forêt sera très différente de celle d'un paysan indigène qui a grandi dans la forêt. Simula (2009) a fait une révision de la notion de dégradation dans 45 pays, l'étude montre que les définitions existantes sont très générales ou centrées sur la réduction de la productivité, la biomasse ou la diversité.

Une forêt peut être intervenue ou altérée, mais non dégradée si elle peut continuer à fournir des services écosystémiques sous une gestion durable qui assure sa continuité et conservation, ou bien sa réversibilité : « *... alteration is not necessarily degradation, which has the meaning of reduction to a lower rank (...). It does not violence to sustainability to point out that conversion of a forest into well-managed agricultural land is not degradation if the product from the new use is of greater total utility, and can be maintained through time.* » (Brookfield,

³⁰ Manual del Catastro del Bosque Nativo, 1995. Obtenu du bureau de CONAF - Province d'Osorno, Chili.

1991, *in* Lambin, 1994, p.8). De plus, la dégradation des forêts peut être un précurseur de la déforestation, mais à ce jour, et contrairement à la déforestation, la dégradation est plus difficile à quantifier et à surveiller au moyen de la télédétection (DeFries *et al.*, 2007). La déforestation est la mieux documentée et la plus facilement contrôlée et identifiable des deux types de détérioration, mais « *trop d'emphase dans cela [la déforestation] obscurcit des formes importantes de modification de la couverture terrestre* » (Meyer et Turner, 1992, p.42).

5.2.2 L'analyse de la déforestation actuelle au Chili : L'état des recherches

L'étude de la dynamique spatio-temporelle de la détérioration du couvert forestier s'est concentrée surtout dans les régions tropicales (Ludeke *et al.*, 1990 ; Veldkamp, *et al.*, 1992 ; Stoorvogel et Fresco, 1996 ; Achard *et al.*, 2002 ; Follador *et al.*, 2008 ; Kamusoko, *et al.*, 2013 ; Selleron et Mezzadri-Centeno, 2008 ; Mas *et al.*, 2011 ; Khoi et Murayama, 2011), où la forêt de l'Amazonie est la plus largement abordée (Janzen, 1986, *in* Laurance, 1999), et les études sur les forêts des zones extratropicales en revanche, particulièrement pour les zones tempérées, sont moins nombreuses (Zipperer, 1993 ; Ripple *et al.*, 1991 ; Staus *et al.*, 2002 ; Sleeter et Calzia, 2012 analysent la déforestation en zones des Etats Unis). Dans les forêts tempérées du Chili, les études se développent surtout depuis ce siècle ; le chercheur Cristian Echeverría de l'Université de Concepción, est celui qui a fait plus de recherches sur les conversions des forêts dans le cadre du LUCC. En 2006 Echeverría *et al.* analysent la fragmentation des forêts dans la région centrale du Chili et calculent un taux annuel de déforestation de 3,6 % entre 1990 et 2000 ; Echeverria *et al.* en 2008 estiment pour la période de 1985 à 1999 un taux de déforestation de 0,78 % par an pour une zone côtière dans la région de Los Lagos (environ 42°S), tandis qu'en utilisant un modèle spatialement explicite, ils projettent pour 2020 les tendances de la forêt à la conversion. Egalement pour la région de Los Lagos, Echeverria *et al.* (2012), estiment des taux annuels de déboisement autour de 1 %. Altamirano et Lara (2010) effectuent une analyse temporelle de la déforestation dans la précordillère des Andes du Chili central et précisent un taux de déforestation de 4,1 % par an entre 1989 et 2003. Lara *et al.* (1989) et Sandoval (2001) (*in* Echeverria *et al.*, 2006) présentent d'autres études basées sur des périodes de moins de 10 ans, qui analysent la déforestation entre les VII^{ème} et VIII^{ème} régions. La cartographie des cadastres forestiers du siècle passé et actuel pourraient également être source d'informations pour le calcul de la régression de la forêt, mais on doit être très prudent avec son utilisation, parce qu'il y a quelques différences méthodologiques entre eux et certaines catégories qui ne sont pas concordantes, ce qui rend les comparaisons difficiles et imprécises.

Au sujet des pratiques conduisant à la dégradation des forêts chiliennes, la coupe sélective (*floreo*) est une pratique courante ; des estimations de la *Fundación para la Innovación Agraria de Chile* (FIA, 2001, *in* Emanuelli, 2006) montrent que le pays perd 10 000 hectares par an, en raison de l'exploitation sélective sans critères sylvicoles.

5.3 Conséquences de la déforestation et dégradation des forêts

5.3.1 La détérioration des forêts et sa place dans les systèmes écologiques

Les interactions que la forêt établit avec son environnement physique mais aussi avec les autres êtres vivants, sont nombreuses et constituent des clés vitales pour son organisation et son existence, c'est pourquoi l'intervention humaine peut affecter la totalité d'entre eux.

La réduction des forêts est un défi majeur dans la lutte contre le réchauffement climatique, car elles agissent comme un puits pour les émissions de dioxyde de carbone (Sheeran, 2006). La déforestation augmente les émissions de poussières et diminue la quantité de carbone fixé par la photosynthèse, et modifie la teneur en vapeur d'eau dans l'atmosphère en raison des changements dans l'évaporation et la transpiration (IGBP, 2006). De plus, on soutient que la perte de forêt peut avoir un impact sur la basse atmosphère au moyen des modifications du transfert de vapeur d'eau, l'énergie et l'élan qui détermine la hauteur de la couche limite et la formation des nuages (*op cit.*).

La déforestation affecte également le cycle de l'eau, en réduisant l'évapotranspiration et entraînant une augmentation du ruissellement. D'Almeida *et al.* (2006) ont montré que le cycle de l'eau est moins intense pour les zones déboisées de l'Amazonie. En même temps, l'augmentation du ruissellement des eaux de surface appauvrit les sols par la conséquente érosion, et perturbe le cycle des nutriments dans l'écosystème (Sioli, 1985). De plus, l'utilisation inappropriée de terres déboisées se traduit souvent par la dégradation des sols et la faible fertilité, ce qui amplifie finalement les conséquences environnementales de la déforestation, tel que cela s'est produit dans le cas du Chili au début du XX^{ème} siècle, quand de nombreux terrains forestiers ont été utilisés pour l'agriculture.

En outre, la déforestation modifie la structure spatiale du paysage à travers le processus de fragmentation qui a des effets très néfastes sur l'organisation des écosystèmes, provoquant, entre autres, l'augmentation de la susceptibilité des incendies et la mortalité des arbres, des changements dans la composition de plantes et d'espèces animales, la dispersion des graines, la prédation et une plus grande facilité d'accès à l'intérieur de la forêt, entraînant une augmentation de l'exploitation des ressources et la conversion des forêts ou agro-paysage (Broadbent *et al.*, 2008 ; Bruna, 2004). En outre, la perte de couvert forestier est reconnue comme le principal moteur de la perte de biodiversité et des services écosystémiques (Sala *et al.*, 2000).

5.3.2 La substitution : les monocultures de plantations forestières

La substitution de la forêt désigne le remplacement du couvert forestier autochtone par une autre couverture différente de la forêt naturelle qui s'y trouve ; par conséquent elle peut être considérée comme une forme de déforestation. Actuellement au Chili le processus de substitution le plus important est la plantation d'essences exotiques. La grande partie des zones occupées pour l'agriculture, l'élevage et les zones urbaines étaient déjà consolidées au cours des siècles passés.

Il peut être compris par « plantation » une communauté d'arbres plantés et gérés de manière intensive dans le but de produire des produits forestiers ligneux et non ligneux à des fins commerciales, ou de fournir un service environnemental spécifique (par exemple, contrôle de l'érosion, la stabilisation des sols, etc.). La FAO (2010, p.220) se réfère aux plantations comme

"forêts plantées", et les définit comme « *une forêt à prédominance d'arbres établis par plantation et/ou ensemencement délibéré* ». Mais il est nécessaire de distinguer différents types ; Poulsen (2002) a établi trois catégories de plantations : (1) des plantations industrielles : celles gérées de manière intensive, mises en place pour fournir du matériel à vendre à l'intérieur ou à l'extérieur de la zone immédiate ; elles sont habituellement d'une grande échelle, ou contribuent à une ou plusieurs entreprises industrielles, avec un grand déploiement dans le paysage, (2) les plantations domestiques ou agricoles : il s'agit d'une activité gérée et établie pour la subsistance ou la vente locale, et (3) les plantations environnementales qui sont établies principalement pour la protection ou stabilisation de l'environnement ou la fourniture de services publics.

La substitution des forêts naturelles par des plantations forestières est un autre phénomène induit par l'homme, qui peut évidemment provoquer la réduction de la superficie forestière, notamment dans le cas des plantations industrielles. Bien qu'il existe des idées opposées sur les effets nuisibles que pourraient avoir une plantation sur l'environnement, il est évident que le remplacement d'une forêt native plurispécifique par une monoculture exotique réduit la biodiversité de l'écosystème (Hartley, 2002). Parmi d'autres effets négatifs on argue que les plantations pourraient causer à l'environnement plusieurs déséquilibres du bilan hydrique (Silveira *et al.*, 2006). Pendant les premières années d'une plantation monoculture, le manque de feuillage et le moindre développement racinaire comparé à la forêt naturelle, provoquent l'accroissement du ruissellement et l'érosion consécutive. C'est un point très sérieux pour le sud du Chili car la plupart des plantations sont de courte rotation – pour l'approvisionnement de l'industrie de pâte –, de 10 à 12 ans pour les eucalyptus et de 16 à 18 ans pour le pin radiata (Gayoso et Iroumé, 1995) : « *Compte tenu des précipitations de la Xème région, le changement de végétation native à des forêts de plantation a signifié une plus grande disponibilité de l'eau de l'ordre de 3 à 4 millions de litres par hectare à cause d'une interception inférieure.* » (*op cit.*, p.9). Des expériences en Guyane française ont montré des niveaux élevés de ruissellement pendant la première année dans une plantation d'eucalyptus, par rapport à la forêt primaire, des années plus tard cependant, le ruissellement était de 10 % inférieur à celui de la forêt primaire, provoquant l'arrivée de moins d'eau en aval (Cossalter Pye-Smith, 2003). La perte d'eau en aval peut être provoquée par l'interception de la canopée, l'augmentation de l'évapotranspiration et la percolation réduite (Oyarzun et Huber, 1999). Huber *et al.* (2008) ont montré que des sites avec des plantations de *Pinus radiata* dans le centre-sud du Chili ont une consommation accrue d'eau par évapotranspiration et par la réduction de l'infiltration, en comparaison aux sites couverts par des arbustes ou des pâtures.

Un autre effet d'importance est la fragmentation du paysage et les dommages conséquents sur l'habitat faunique. Par exemple, des modifications des habitats d'oiseaux à cause de la substitution de la forêt native par plantations de *Pinus radiata*, sont rapportées par Estades et Temple (1999) pour la zone centrale du Chili (et Agetsuma en 2007 rapporte de graves altérations d'habitats pour les primates et cerfs au Japon, en raison du remplacement de la forêt par des monocultures de conifères).

D'autre part, il existe d'autres effets comme l'acidification des sols et la présence de cycles nutritifs relativement ouverts qui peuvent entraîner des répercussions importantes sur les systèmes environnants. Au sujet de l'acidification des sols, qui est un thème récurrent concernant des dommages provoqués par les plantations, il n'existe toujours pas l'unanimité (Cannell, 1999). Quelques études ont trouvé des associations entre grandes monocultures de pin – sur les páramos

– et l'augmentation de l'acidification des sols, ainsi qu'une perte de carbone du sol, de l'azote du sol, et de la capacité de rétention d'eau (Farley *et al.*, 2004, Farley et Kelly, 2004 et Buytaert *et al.*, 2006 : in Farley, 2010). Oyarzún *et al.* (2007) rapportent, pour la région de la Cordillera de la Costa au sud du Chili, des concentrations de nitrates dans l'écoulement de l'eau inférieures aux concentrations trouvées dans les secteurs couverts par des plantations exotiques de *Pinus radiata* et *Eucalyptus sp.*

La construction de routes et autoroutes liées aux plantations industrielles, en particulier dans les zones de versants de montagne, peut avoir un impact significatif sur l'environnement, pouvant accélérer l'érosion et perturber les processus hydrologiques (Figure 46). Gayoso et Iroumé (1995, p.4) qui identifient les principaux impacts sur l'environnement physique des projets de plantation dans la région de Los Lagos, affirment que « *les actions qui génèrent les plus grands changements dans l'environnement physique sont la préparation du site pour la plantation, la construction de routes forestières et les travaux de préparation des bois sur terre.* ».



Figure 46 : Chemins forestiers et plantations d'*Eucalyptus sp.* Province d'Osorno. Commune de Purranque (Source : Image 2013 DigitalGlobe – Google Earth, consulté 27-sep-2013).

5.3.3 Effets socio-économiques de la détérioration

Du point de vue socio-économique, la perte ou dégradation de la forêt est une question très sensible, puisque dans les pays en voie de développement, la population des zones forestières a tendance à avoir des taux élevés de pauvreté. Sunderlin *et al.* (2008) ont étudié la relation entre la pauvreté et la présence de la forêt dans sept pays (Brésil, Honduras, Malawi, Mozambique, Ouganda, l'Indonésie et Vietnam), ils ont trouvé une association positive entre les zones de couverture forestière et les taux de pauvreté. Ils affirment que « *les stratégies nationales de réduction de la pauvreté devraient accorder plus d'attention aux ressources forestières qu'ils font maintenant, car il y a un grand nombre de personnes pauvres vivant dans les forêts de tous types,*

ouvertes et fermées, et que le taux élevé de pauvreté qui se trouve généralement dans les zones de couverture forestière est souvent associée à la pauvreté extrême, grave et chronique ». Pour le cas du Chili, on estime que 50 000 familles rurales vivent dans 400 000 hectares de forêt native entre les VII^{ème} et X^{ème} régions, et qu'elles sont touchées par des problèmes de pauvreté et de marginalisation (Lara *et al.*, 2003).

En outre, les agriculteurs autochtones et les petits paysans sont habituellement, vulnérables au risque de perdre leurs moyens de subsistance – ainsi que des connaissances autochtones et des croyances traditionnelles – en raison du manque de capitaux, de l'accès limité à la technologie mais aussi à cause de la reconnaissance insuffisante des droits et des besoins des communautés autochtones et locales qui dépendent des forêts dans la législation nationale (FAO, 2012, p.20). Pour les communautés autochtones, l'arrivée de groupes d'intérêt économiques, ou d'autres acteurs étrangers, signifie communément la perte de terres et de forêts impliquant pour eux de modifier leur mode de vie traditionnel, leurs croyances et leurs institutions sociales, et la migration de leurs terres ancestrales (Schmink et Wood, 1992). Au Chili l'histoire de l'occupation des terres des populations autochtones Mapuche liées à la forêt, peut se résumer en un processus graduel de dépossession et déforestation de leurs terres réalisé par les colons chiliens et européens et, plus récemment, par des entreprises privées, tout cela, favorisé par l'Etat (Armesto, Smith-Ramírez et Rozzi, 2001). Aujourd'hui il est reconnu que la population indigène migre plus que les non- indigènes (Rodríguez, 2008), en effet, 50% de la population Mapuche vit à Santiago et non sur leurs terres ancestrales (INE, 2002).

Chapitre 6. Causes du changement de l'occupation/utilisation du sol et de la détérioration des forêts

Ce chapitre vise à présenter et contextualiser les principales causes du changement d'utilisation du sol et de la détérioration résultante des forêts, dans le but d'identifier les facteurs (*drivers*) actuels de la détérioration de la forêt dans la zone d'étude.

6.1 Visions et des approches de la déforestation

Identifier les facteurs et les relations qui provoquent les changements d'occupation et d'utilisation des sols (y compris la déforestation) et les formes que prennent ces changements dans le paysage à une échelle donnée est un défi scientifique majeur. Différentes approches ont tenté de déchiffrer les origines qui déclenchent le LUCC. Déjà en 1826, les travaux de Von Thünen ont fait la lumière sur certaines associations entre le changement du sol, les prix agricoles et la distance aux marchés (Angelsen, 2007) ; d'autres se sont dirigés vers les théories paysannes, par exemple basées sur les travaux de Chayanov, en analysant des stratégies de production et de reproduction de l'unité agricole familiale comme un élément touchant directement ou indirectement aux ressources naturelles (Caldas *et al.*, 2007). Une autre vision, plus globale, cherche des explications aux changements en observant les inégalités de l'organisation de l'économie politique mondiale à travers le point de vue de la théorie de la dépendance (Jorgenson, 2008 ; Shandra *et al.*, 2011).

En considérant l'ensemble des approches, on remarque la présence continue de la discussion sur l'importance des variables liées à la population, ainsi qu'aux sujets économiques, sur le changement du sol. Habituellement dans le cas de la détérioration des forêts, ces variables ont été individuellement analysées et testées, principalement parmi les pays tropicaux, dans le cadre de modèles applicables au niveau international, fondés sur des macro-facteurs, tels que la croissance de la population, le revenu national, la croissance économique. Toutefois, ces facteurs présentent certaines faiblesses, soit par leur insuffisance à expliquer la déforestation chacun par lui-même, soit parce que les résultats varient selon les échelles – à niveau national ils peuvent cacher des pertes importantes de forêts à une échelle locale constituant des systèmes socio-écologiques significatifs. Kaimowitz et Angelsen (1998) et Angelsen et Kaimowitz (1999) qualifient le rôle de ces facteurs macroéconomiques comme « *ambigu* » parce qu'il est difficile de démontrer une relation claire entre ces variables et la déforestation.

Par la suite, nous allons examiner brièvement les principales approches qui considèrent la déforestation à travers la population et l'économie, car elles ont généré un débat qui a beaucoup contribué à enrichir la connaissance des facteurs de changement, mais qui laissent aussi des doutes sur leur validité explicative.

6.1.1 La vision démographique

Longtemps la population a constitué une variable couramment utilisée pour expliquer le LUCC (et la déforestation), elle a été privilégiée pour sa facilité à être mesurée et parce que des associations statistiques ont été trouvées (Meyer et Turner, 1992). La plupart des études sur la relation entre la population et les changements de l'environnement se trouvent dans la dialectique

Malthus-Boserup. Malthus a affirmé que la croissance de la population serait cause de famine et d'effondrement démographique, parce que la croissance géométrique de l'homme dépasse la croissance arithmétique de la production alimentaire, par conséquent, les contrôles de croissance sont nécessaires. Cependant l'idée de Malthus ne considérait pas les progrès et les innovations technologiques dans la production alimentaire ou le comportement possible de la population à adopter l'autorégulation face à la pénurie. Des siècles plus tard, avec les progrès technologiques impliqués, Boserup (1965) introduit l'idée que la croissance de la population doit stimuler des adaptations agricoles. Autrement dit, l'augmentation de la population et la pression démographique pour la demande alimentaire imposent l'évolution des techniques agraires et le développement de systèmes de production plus intensifs, qui finalement conduisent à l'augmentation de la productivité et l'utilisation durable des sols ; ce qui contribuera à arrêter le processus de déforestation.

Les approches d'inspiration malthusienne se distinguent par le fait qu'elles ne prennent pas suffisamment en compte les facteurs – médiateurs – qui peuvent altérer l'impact des forces démographiques et réorienter la trajectoire du changement des sols vers la déforestation, la dégradation ou la restauration (Geist *et al.*, 2006, p.45). Kaimowitz et Angelsen (1998) à partir de l'analyse de 140 modèles de déforestation, notent que les modèles offrent un soutien faible pour expliquer que la croissance de la population est un élément moteur de la déforestation ; ils ont conclu que la population affecte les taux de déforestation, mais d'une manière complexe qui ne se réduit pas à dire que la seule croissance de la population favorise la déforestation (Kaimowitz et Angelsen 1998). L'analyse de ces auteurs montre que les institutions sont un facteur médiateur entre les variables démographiques et la déforestation, qui peut réorienter les changements d'occupation/utilisation des sols (voir aussi Lambin *et al.*, 2001). Geist et Lambin (2001) ont effectué un examen de la fréquence d'apparition des facteurs liés à la déforestation tropicale et de leurs interrelations, à partir de 152 études de cas sous-nationaux. Ils montrent que dans 93 cas (61 %) a été présent le facteur démographique, mais en combinaison avec d'autres facteurs. D'autres études (Young *et al.*, 1991, in Meyer et Turner, 1992 p.53) indiquent une corrélation significative à niveau global entre la croissance démographique et le changement annuel de couverture du sol (forêt, terres agricoles et l'utilisation des pâturages), mais elles montrent également de fortes corrélations avec la technologie et la richesse, de plus, les mêmes relations n'étaient pas significatives au niveau national.

À cet égard, Geist *et al.* (2006), en évoquant à Boserup, soulignent que la croissance de la population sur la trajectoire de changement du sol peut entraîner une dégradation à court terme, mais qu'elle peut aussi stimuler l'innovation et l'intensification de l'agriculture, et l'adoption de techniques de conservation (Geist *et al.*, 2006, p.45), mais l'impact démographique n'envisage qu'une seule facette de la façon dont la population peut influencer sur la déforestation, car les facteurs populationnels sont aussi liés aux facteurs, sociaux, économiques et technologiques (Geist et Lambin, 2001).

La position de Boserup, même si elle a été prouvée empiriquement (Lambin 1994, p.65), n'est pas nécessairement applicable ou démontrée dans tous les cas ; l'intensification de l'agriculture peut, à un certain point, atteindre le seuil de durabilité du sol et faire diminuer son rendement, notamment lorsque les paysans ne disposent pas des moyens pour accéder à une technologie appropriée. Or la baisse des éléments nutritifs du sol dans certaines régions, ainsi que le coût élevé de la technologie (par exemple, les engrais), peuvent rendre le processus

d'intensification pas ou peu soutenable. La manque d'accès aux technologies est d'autant plus renforcé quand les paysans vivent dans l'isolement (manque de routes) et / ou n'ont pas de droits de propriété sur les terres. De plus, on peut s'attendre à ce que la relation entre la population et les tendances des forêts ne soit pas uniquement réglée par la demande de produits alimentaires et de terres agricoles, car d'autres facteurs impliquent la demande de produits forestiers, tels que les produits en bois et le bois de chauffage (Mather et Needle, 2000).

Cuffaro (2001, *in* Young, 2005) a analysé les réponses de l'agriculture à la croissance de la population de 60 pays en développement entre 1962 et 1992, afin de vérifier l'hypothèse de Boserup (les agriculteurs intensifient leur agriculture face à la pression de la population). Ses résultats montrent une augmentation du ratio travail / terre dans 43 pays (soit plus de pression démographique sur le sol), et une augmentation de la productivité dans la quasi-totalité des cas, ce qui suggère que l'augmentation de la population a conduit à l'intensification des méthodes de production, bien que dans 12 pays, la productivité du sol a moins augmenté que la population. L'augmentation de la productivité du travail, d'autre part, a été beaucoup plus faible, restant quasi stable dans 12 pays et montrant dans cinq autres pays une diminution de la productivité.

En prenant les paroles de Lambin (1994, p.65), ces exceptions à la règle sont accentuées à échelles plus détaillées : « *La corrélation implicite, dans la thèse de Boserup a été vérifiée empiriquement dans plusieurs études à l'échelle régionale ou plus large (par exemple, Brookfield, 1962 ; Brown et Podolefsky, 1976 ; Turner et al., 1977 ; Pingali et al., 1987 ; Bilsborrow, 1987 ; Lele et Stone, 1989) » cependant des « tests empiriques au niveau local ont fait apparaître des résultats contradictoires (voir la révision de Brush et Turner (1987), les études les plus récentes incluent Connelly, 1992 ; Guyer et Lambin, 1993 ; Turner et al., 1993a).* ».

Pour Perz *et al.* (2005), les deux approches – malthusienne et boserupienne – sont des simplifications excessives en raison de la dépendance en raison de la variation des données historiques, et des spécificités des sociétés et des environnements concernés, et en raison du manque d'attention porté aux facteurs culturels et politiques : « *Le nouveau travail théorique soutient également que l'effet de la population sur l'environnement dépend de beaucoup de choses, y compris une gamme de facteurs culturels et politiques, ainsi que de l'échelle d'observation.* » (p.25).

6.1.2 La vision économique

Dans le domaine des facteurs économiques le comportement multiscalaire est plus évident. Dans de nombreuses zones locales les changements d'utilisation/occupation des sols sont conduits par la dynamique des facteurs économiques endogènes, mais aussi par certains facteurs dont le comportement est attribuable à l'organisation de niveaux supérieurs – régional, national ou global. Ainsi, par exemple, au niveau global, le commerce international joue un rôle de plus en plus important dans la relation de l'offre et de la demande pour les produits liés à la biomasse (Erb *et al.*, 2009, *in* Lambin et Meyfroidt, 2011) tandis qu'au niveau plus local, dans l'économie familiale des exploitations paysannes, les décisions de changement d'utilisation/occupation du sol sont liées surtout aux consommations domestiques. À l'égard du rôle des communautés locales dans la conservation des ressources naturelles Agrawal et Gibson (1999, p.638) disent que « *Il existe des arguments forts en faveur de la reconnaissance que les acteurs au niveau local peuvent*

être la source la plus appropriée de l'élaboration de normes pour un grand nombre de problèmes en raison de leur information spécialisée sur le contexte et les ressources locales ».

En ce qui concerne les causes possibles de la détérioration de l'environnement, depuis le XX^e siècle, la tradition de l'économie néoclassique a été la vision qui a prévalu. Elle postule que celles-ci sont dues aux obstacles et aux défaillances du marché par rapport aux mécanismes d'affectation des coûts, tandis que les aspects les plus importants qui influent sur ces défaillances sont la génération de politiques publiques, les droits de propriété et l'information imparfaite sur les ressources, qui finalement encouragent la déforestation (Baumol et Oates 1988 *in* Meyer et Turner, 1992). Les principaux problèmes de dégradation de l'environnement concernent l'extraction des ressources naturelles et leur estimation de valeur sur le marché. Par conséquent, les changements dans l'utilisation/l'occupation des sols se produisent en réponse aux changements des signaux du marché.

Les inefficiences du marché sont associées à des facteurs économiques nationaux mais aussi à facteurs internationaux, par exemple, on a trouvé des liens entre la déforestation et le revenu par habitant ou la croissance économique d'un pays ou avec l'entrée d'une économie sur le marché mondial. Ehrhardt-Martinez (1998) a constaté que les pays – en particulier en développement – qui connaissent un taux de croissance plus élevé, ont également des taux plus élevés de déforestation, et que les pays ayant un taux de croissance urbaine, augmentent leurs taux de déforestation jusqu'à ce qu'ils atteignent des niveaux modérés d'augmentation de l'urbanisation. L'exploration de Tsurumi et Managi (2012) sur l'effet de l'ouverture commerciale sur la déforestation – dans 142 pays – a mis en évidence que l'ouverture commerciale accroît la déforestation dans les pays non membres de l'OCDE, alors qu'elle ralentit la déforestation dans les pays de l'OCDE.

L'économie de l'environnement, héritière de la tradition néoclassique, est à l'origine d'abondantes études environnementales. Au niveau national la relation entre le comportement de l'économie et la déforestation a été considérablement examinée et discutée, par exemple grâce à l'hypothèse de la courbe environnementale de Kuznets. Cette hypothèse est basée sur l'idée d'une courbe en U inversé sur le revenu par habitant et la dégradation de l'environnement. Cropper et Griffiths (1994), Bhattarai et Hammig (2001) et Culas (2007) ont trouvé des preuves d'un U inversé pour la déforestation de l'Amérique Latine. La relation est simple et elle dit qu'aux premiers stades de développement, la croissance économique est positivement liée à la détérioration de l'environnement. Cependant, quand le pays se dirige vers la tertiarisation de son économie et qu'un certain revenu par habitant est atteint, la dégradation de l'environnement commence à diminuer avec la croissance. Au cours des premiers stades de développement économique, l'augmentation de la détérioration est considérée comme un effet secondaire de la croissance économique. Cependant, quand un pays a suffisamment élevé son niveau de vie, les gens prêtent une attention accrue aux conditions environnementales. Cela conduit à l'élaboration de réglementations qui visent à créer de nouvelles institutions pour la protection de l'environnement (Arrow *et al.*, 1996). Cela équivaut à dire que le seul libre marché impulse la croissance économique en augmentant la demande interne d'amélioration de l'environnement.

Toutefois, l'impact de la croissance économique et la hausse des revenus dans le cadre de cette hypothèse doivent être considérés avec précaution ; si on l'observe au niveau mondial, la restauration de l'environnement d'un pays peut être expliquée en partie par un déplacement spatial

des coûts environnementaux vers d'autres territoires (par exemple depuis des pays développés vers des pays en voie de développement) (Roca, 2003). D'autre part, dans plusieurs pays, la récupération des espaces boisés considère de nouvelles étendues de plantations d'arbres en régime de monoculture qui occupent communément les espaces de la forêt naturelle (Lambin et Meyfroidt, 2011). Par ailleurs, quelques activités du secteur services peuvent générer de manière directe ou indirecte, autant ou plus de pression environnementale que d'autres activités intégrées dans le secteur industriel, tels que le transport et le tourisme de masse (Roca, 2003). Finalement, il ne faut pas oublier qu'il s'agit d'un indicateur national, par conséquent les décisions politiques qui seront prises à partir de ces résultats doivent tenir compte des différenciations spatiales, qui ne sont pas représentées par la courbe.

Il est certain que ces indicateurs économiques ne sont pas toujours liés de la même manière à la déforestation et que cela peut varier en fonction de la situation sociale, politique et technologique, voire culturelle dans laquelle se trouve le pays. De plus, il n'y a pas d'accord unanime sur la relation entre les variables économiques et la déforestation. Pour Angelsen et Kaimowitz (1999), de nombreuses études sur les pays en développement qui associent le revenu national par habitant à plus de déforestation, présentent d'importantes lacunes de données et des faiblesses méthodologiques, et doivent être considérées avec précaution. Par exemple, le fait que le revenu par habitant soit associé à la déforestation n'implique pas forcément que les taux de croissance élevés signifient également des taux élevés de déforestation. Ils suggèrent qu'il est possible que le revenu national élevé et la croissance économique permettent de réduire la pression sur les forêts, car ils peuvent améliorer les possibilités d'emploi hors exploitation agricole. Mais ils ajoutent qu'ils peuvent aussi conduire à une augmentation de la pression due à la stimulation de la demande de produits agricoles et forestiers et à l'amélioration de l'accès aux forêts et aux marchés. Les mêmes auteurs en 1998 (Kaimowitz et Angelsen), après avoir revu 150 modèles de déforestation concluent qu'il existe une tendance à une déforestation plus élevée lorsque les terres boisées sont plus facilement accessibles, les prix agricoles et prix du bois sont plus élevés, les salaires ruraux sont plus bas et quand il y a plus de possibilité de faire du commerce à longue distance.

6.1.3 Modèles explicatifs de la déforestation : causes directes et indirectes

La nature multiscalaire – des dimensions spatiale et temporelle – de la déforestation complique la compréhension de la relation et l'influence des facteurs clés impliqués dans la dynamique de l'utilisation/occupation des sols. À cet égard, Geist et Lambin (2001) concluent que les multiples facteurs impliqués dans la déforestation – tropicale – rendent aussi particulièrement difficile l'élaboration de politiques d'application étendues et génériques pour mieux contrôler le processus : « *La plupart des politiques d'utilisation des sols sont pris en charge par une simplification des moteurs du changement* ». Ils avertissent que la déforestation est un « *processus complexe et multiforme qui ne peut être représenté par une approche mécaniste. Ceci a des implications pour la modélisation car de nombreux modèles de simulation de l'utilisation des sols ont tendance à être mécaniste.* » (p.97).

Une approche linéaire pour l'étude de la déforestation, en prenant en compte un facteur unique et monoscalaire, peut conduire à des résultats très faibles et parfois en contradiction avec d'autres études multifactorielles et multiscalaires. Un facteur peut se comporter d'une certaine

manière à une échelle spatiale donnée (p.ex., nationale), mais peut, à d'autres niveaux (p. ex. local), révéler un autre comportement, parce que les interrelations entre les facteurs changent en fonction de l'échelle et par conséquent chacun acquiert une importance relative par rapport à l'impact sur la dynamique de LUCC en fonction de ces relations. Ainsi, par exemple et selon Geist *et al.* (2006), à un niveau local, certaines études montrent que, sur une échelle de temps de quelques décennies, les changements dans l'utilisation/occupation des sols proviennent principalement de réponses individuelles et sociales aux conditions économiques (Agrawal et Yadama 1997 et Lambin *et al.*, 2001, *in* Geist *op cit.*). Mais à leur tour, les opportunités et contraintes pour ces changements d'utilisation/occupation des sols sont, en quelque sorte, dirigées par les marchés et les politiques, qui sont de plus en plus influencés par des facteurs de niveau global (*op cit.*).

En définitive, on peut dire que la déforestation est causée par plusieurs raisons, dont certaines peuvent provenir de l'extérieur du secteur forestier ou du territoire où se trouvent les forêts. Elle est le produit de l'interaction de nombreux facteurs écologiques, sociaux, économiques, culturels et politiques, qui agissent à différentes échelles temporelles et spatiales. Depuis le dernier quart du XX^e siècle, des études ont été développées et ont permis de proposer des modèles explicatifs, conçus pour interpréter les principales activités humaines et les causes qui touchent directement la couverture du sol d'origine, en relation avec des processus indirects (Kaimowitz et Angelsen, 1998 ; Angelsen et Kaimowitz, 1999 ; Geist et Lambin, 2001, 2002 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005 ; Kissinger *et al.*, 2012).

Ces modèles suggèrent que la déforestation et les changements d'utilisation/occupation de sols dans leur ensemble, sont des processus d'une grande variabilité spatiale et temporelle, où interagissent de façon complexe différentes forces biophysiques, socioéconomiques et culturelles : *« Les facteurs de changement affectent les services écosystémiques et le bien-être humain à différentes échelles spatiales et temporelles, ce qui rend son évaluation et sa gestion complexes. »* (Millennium Ecosystem Assessment, 2005, p.64).

Enfin, nous croyons qu'il est plus plausible d'approfondir la compréhension de la détérioration des forêts en l'abordant comme le résultat d'un processus complexe, où interagissent un ensemble de forces économiques, politiques, sociales, démographiques, culturelles et biophysiques, qui se manifestent sur le paysage selon les interrelations entre ces forces ou facteurs et en fonction de l'échelle temporelle et spatiale (Angelsen et Kaimowitz, 1999 ; Geist et Lambin 2002). Cependant, il n'est pas toujours possible d'exprimer de façon spatialement explicite certaines de ces variables, à l'échelle locale, car elles ne sont parfois pas disponibles ou bien n'ont pas été relevées.

6.2 Principaux facteurs actuels de la détérioration des forêts dans la Cordillera de la Costa

Pour décrire et comprendre le fonctionnement de la détérioration des forêts dans le système socio-écologique de la Cordillera de la Costa, nous nous appuyons sur la distinction hiérarchique proposée par Geist et Lambin (2001 et 2002), qui a introduit deux niveaux de facteurs (*drivers*) pour expliquer la déforestation tropicale : les facteurs immédiats ou directs et les sous-jacents ou indirects. Les auteurs établissent aussi une troisième catégorie d'"autres facteurs" de la déforestation, composée (1) des caractéristiques de la couverture biophysique (la végétation,

l'eau, la topographie et le sol), (2) des événements biophysiques déclencheurs (les incendies, les sécheresses, la dégradation des sols, etc.) et (3) des événements sociaux déclencheurs (les guerres, les migrations massives de réfugiés, les crises sanitaires, les changements brusques de politique, etc.). Nous incluons également la catégorie d'« agent » suggérée par Angelsen et Kaimowitz (1999) : il s'agit des agents du changement qui prennent des décisions dans des contextes socio-économiques, politiques, et culturels, dont les actions sont les sources de détérioration de la forêt.

Des facteurs influant sur la perte et dégradation de la forêt

Agents

Les individus, les foyers ou les entreprises impliquées dans l'utilisation du sol et leurs caractéristiques (petits agriculteurs, les éleveurs, les compagnies de plantation) (Angelsen et Kaimowitz, 1999). Les actions de ces agents sont les sources de la déforestation (Angelsen et Kaimowitz, 1999).

Les causes immédiates

Les causes immédiates sont les actions et les activités humaines qui ont un impact direct sur la couverture forestière. En termes d'échelle, les causes immédiates fonctionnent localement (Geist et Lambin, 2001, 2002). A ce niveau – proximal – selon Geist et Lambin (2002) la déforestation est mieux expliquée par plusieurs facteurs et non pas par une seule variable. Ils notent qu'à ce niveau dominent les causes immédiates de grands groupes à travers la combinaison de l'expansion agricole, l'extraction de bois et l'expansion des infrastructures.

Causes sous-jacentes

Au-dessus, il y a des causes associées à de grands phénomènes, plus structurales – parfois difficiles à observer directement – tels que les processus démographiques, économiques, technologiques, institutionnels et socio-culturels, qui interagissent entre eux.

Communément les caractéristiques et les paramètres de décision des agents sont déterminés par des facteurs plus généraux, plus structurants ; ces sont les causes sous-jacentes de la déforestation qui influencent les décisions des agents à travers différents canaux : le marché, la diffusion d'information et des nouvelles technologies, le développement des infrastructures et des institutions, y compris le type de propriété de la terre (Angelsen et Kaimowitz, 1999).

Ces causes, agissant à des échelles plus étendues, en quelque sorte, déterminent la direction ou l'intensité des causes directes : « Les Forces motrices sous-jacentes (ou processus sociaux) sont considérées comme les forces fondamentales qui soutiennent les causes les plus évidentes ou immédiates de la déforestation [...]. Elles peuvent être vues comme un ensemble complexe de variables sociales, de facteurs politiques, économiques, technologiques et culturels, qui constituent les conditions initiales dans les relations humaines et l'environnement, et qui sont structurelles (ou systémiques) dans la nature. En ce qui concerne l'échelle spatiale, les facteurs sous-jacents peuvent agir directement au niveau local, ou indirectement depuis le niveau national ou même global » (Geist et Lambin, 2001 : 8).

Les autres facteurs : la couverture biophysique et les changements soudains

Le plus commun de ces facteurs est lié aux caractéristiques de la surface elle-même, telles que sa qualité et son aptitude pour la mise en œuvre d'un certain type d'activité (agriculture, foresterie, élevage, etc.) ou des caractères du relief (pente, altitude, exposition).

Ils peuvent aussi être associés à des phénomènes soudains et aux catastrophes naturelles qui catalysent les conditions humaines et environnementales, telles que la sécheresse, les inondations, l'apparition naturelle des incendies de forêt et les ravageurs. D'autre part existe le point de vue des risques sociaux, tels que les incendies d'origine humaine, la guerre, le déplacement des réfugiés et des crises économiques, entre autres.

Le schéma de Geist et Lambin a été largement mis en pratique dans diverses études (par exemple, parmi les plus récentes, Pineda *et al.*, 2010 et Müller *et al.*, 2012), Kissinger *et al.*, en 2012, examinent les causes directes et indirectes, rapportés par les pays dans le cadre du

programme FCPF³¹, UN-REDD³² et d'autres études. En ce qui concerne les causes directes, ils ont établi une distinction entre des facteurs de déforestation et des facteurs de dégradation ; pour l'Amérique latine, l'agriculture commerciale (y compris l'élevage) est la force la plus importante de la déforestation, qui représente les deux tiers de la superficie totale déboisée (en Asie et en Afrique, elle correspond à environ 1/3), suivi par l'agriculture de subsistance puis l'infrastructure. L'extraction du bois et, en général, l'exploitation forestière représentent 70 % de la dégradation totale en Amérique latine, suivie (par ordre décroissant) par les feux incontrôlés, la production de bois de chauffage (et de charbon) et le pâturage du bétail. De l'analyse des forces sous-jacentes, ils ont constaté que les pays identifient principalement comme facteurs critiques de la déforestation et dégradation : la faiblesse de la gouvernance et des institutions forestières, et les activités illégales – liées à cette faiblesse.

Pour le Chili, la CONAF (2011) à partir de la comparaison des cadastres forestiers de 1997 et 2011, indique que dans les régions centrales du Chili, les changements dans la forêt autochtone sont dus à la substitution pour l'usage agricole et / ou aux incendies, tandis que dans les régions du centre-sud, ils sont dus aux plantations forestières.

6.2.1 L'exploitation de la forêt naturelle : un facteur direct de détérioration

L'activité forestière est l'activité économique prédominante parmi les habitants de la montagne, principalement orientée vers l'extraction d'Alerce et la production de bois de chauffage. Il existe plusieurs communautés autochtones Mapuche-Huilliche sur ces terres qui comportent d'importantes étendues de forêt (avec ou sans titre de propriété légal sur la terre) (Figure 47). Mais il y a aussi d'autres petits paysans qui exploitent individuellement la forêt, plusieurs d'entre eux sont également d'origine indigène, sans faire partie des communautés.

³¹ *Forest Carbon Partnership Facility*, de la Banque mondiale.

³² *The United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries*.

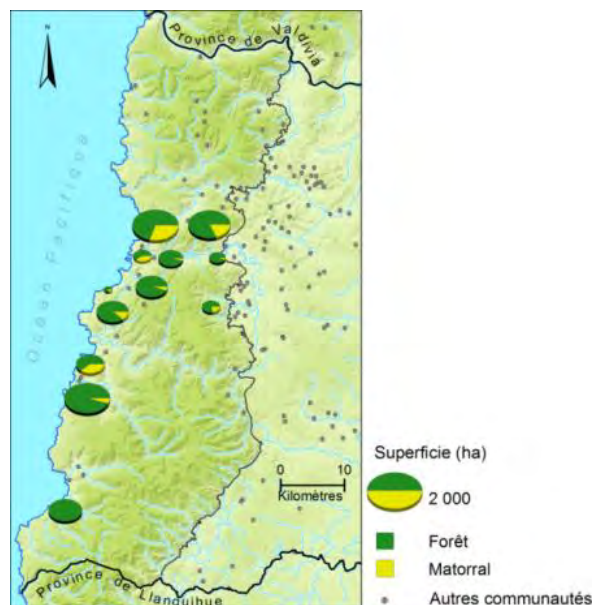


Figure 47 : Superficie forestière de douze communautés indigènes de la cordillère littorale. Province d’Osorno. (Source : Elaboré par l’auteur à partir de CONADI, 2007 et 2008).

Au Chili, toutes les coupes d’arbres de la forêt native doivent être effectuées selon un plan de gestion forestière approuvé par la CONAF. Cependant, certaines faiblesses institutionnelles ne permettent pas un contrôle efficace des abattages ni un contrôle du transport de bois (INAP, 2010). Ajoutons que les plans de gestion sont accordés aux propriétaires légaux de la terre ; une situation qui est critique, car dans les secteurs forestiers du pays existent de nombreux habitants occupant les terres sans titre de propriété, dont beaucoup sont des indigènes qui revendiquent leurs droits fonciers, comme c’est le cas dans la Cordillera de la Costa d’Osorno. De plus, l’activité de contrôle est souvent mal orientée, selon ce qu’affirme le rapport sur l’environnement précité (*op cit.*), les activités d’inspection visent surtout les propriétaires qui n’ont pas de plan de gestion, plutôt que de cibler ceux qui interviennent avec un plan mais sans respecter la loi. Gutiérrez (2011), membre de *l’Agrupacion de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo*, résume ainsi la situation des activités illégales : « *Au Chili, nous avons la tendance à ignorer que la plus grande dégradation des forêts adultes autochtones est à travers l’exploitation forestière illégale. Celle-ci se produit encore dans le pays à cause des lacunes dans la législation forestière actuelle et le manque de supervision des autorités gouvernementales* » (p.17). En 2008, des membres de ce même groupe ont détecté 23 exploitations forestières illégales dans la région de Los Rios et dans la partie nord de la région de Los Lagos, toutes correspondent à des activités sans plans de gestion. Ils ont observé qu’elles se manifestaient sous la forme de la coupe à blanc sur des pentes supérieures à 45 % dans zones de protection de cours d’eau et également de la sélection et coupe des meilleurs individus de la forêt, en plus du brûlage des arbres (INAP, 2010). En outre, la corporation qui regroupe les plus grandes sociétés forestières privées du pays³³, a déclaré : « *Alors que l’industrie forestière en 2007 a utilisé seulement 500 000 m3 de pièces à partir de la forêt native, dans le pays se sont consommé 8,6 millions de m3 en bois, principalement de l’exploitation forestière illégale* ». En 2010, la CONAF a constaté au long du

³³ CORMA (Corporacion Nacional de la Madera), 2007. El sector forestal chileno. Una vision del sector privado. Disponible sur www.corma.cl (consulté le 26 octobre 2013).

pays que sur un total de 1 306 plans de gestion en activité, 84 d'entre eux n'avaient pas respecté les réglementations, équivalant à 851 hectares (CONAF, 2010).

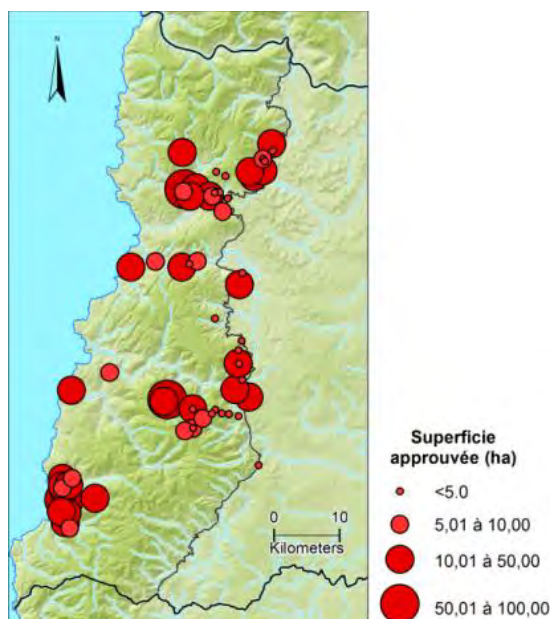


Figure 48 : Superficie de plans de gestion approuvés par la CONAF pour des propriétés forestières, entre 06/janvier/2011 et 23/avril/2012 dans la province d’Osorno (Source : Préparé par l’auteur à partir de bases de données obtenues du bureau central de CONAF).

Au niveau national, en 2011, on a effectué un total de 1 166 contrôles de vérification de l’accomplissement des plans de gestion des forêts natives, équivalant à 18 495 hectares, dont 241 ont été des plans qui ne respectent pas la réglementation (CONAF, 2011c). La même année ont été constatés 469 abattages illégaux de forêt native dans le pays (Figure 49) et 192 pour la Région de Los Lagos – la région avec le plus grand nombre – correspondant principalement à la Cordillera de la Costa. Nous ne disposons pas de statistiques précises des abattages illégaux ou inaccomplissement des plans de gestion pour l’aire d’étude, en revanche nous savons qu’ont été approuvés 115 plans de gestion forestière entre Janvier 2011 et Avril 2012, équivalant environ 1 200 hectares de forêt (Figure 48).

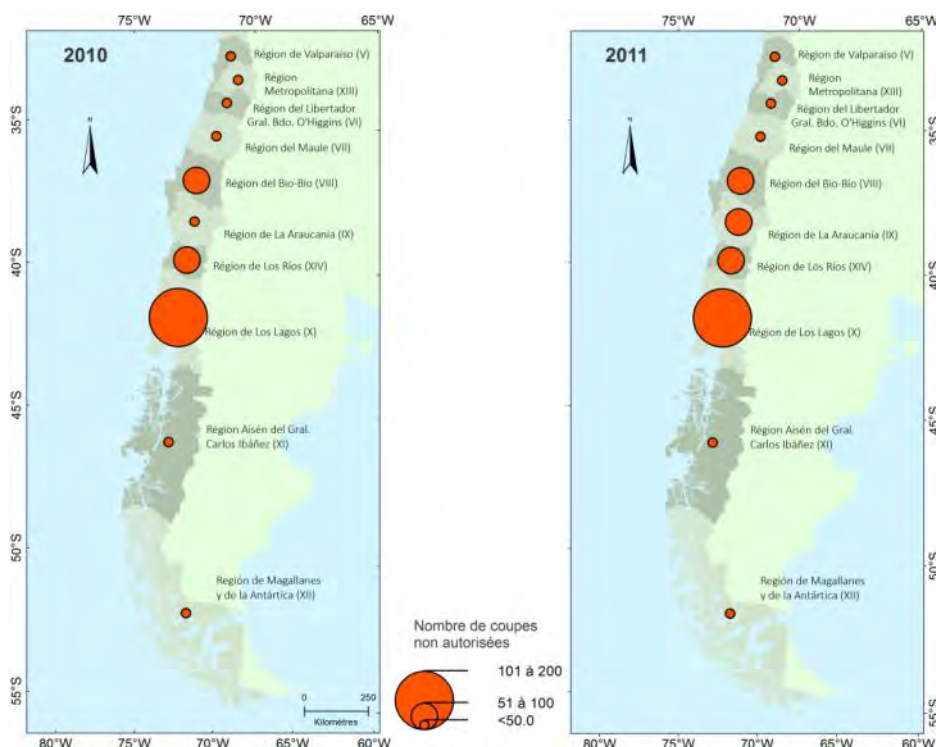


Figure 49 : Nombre d’exploitations forestières illégales détectées par la CONAF en 2010 et 2011, par région (Source : préparé à partir de CONAF, 2010 et 2011c).

Cependant, la forêt n'est pas seulement utilisée pour obtenir du bois ou du bois de chauffage, elle fait partie de nombreux usages quotidiens des familles paysannes. Dans certains endroits l'extraction de produits forestiers non ligneux est primordiale et ils sont parfois vendus, en particulier par les personnes vivant aux abords de la route principale. Parmi les principaux produits on trouve les champignons comestibles, plantes médicinales, des baies, des matériaux pour la vannerie et l'artisanat, des produits pour teindre les vêtements, entre autres.

6.2.2 L'Alerce un patrimoine en détérioration

L'Alerce est un cas particulier de détérioration de la forêt ; il s'agit un arbre qui, en dépit des interdictions légales et de son prix élevé, continue à être exploité et commercialisé pour la qualité et la demande de son bois.

L'exploitation de cet arbre, depuis des siècles et jusqu'à aujourd'hui, est une des activités économiques extractives fondamentales de la population indigène de la Cordillera de la Costa d'Osorno. Pour plusieurs familles, la vente du bois d'Alerce et ses produits dérivés font partie importante de la base du revenu perçu annuellement. En ce sens, Cárdenas *et al.* (2001) décrivent la situation difficile de l'exploitation des forêts d'alerce par de petits paysans : « *le manque d'appui technique et de crédit a empêché les communautés de pouvoir accéder à la production de biens de la forêt native avec une plus grande valeur ajoutée, tels que les meubles et l'artisanat. Le bois sec d'Alerce est à chaque fois moins abondant et a augmenté la pression sur l'Alerce vert* ».

L'Alerce est un conifère dont le bois a été historiquement très apprécié en raison de ses caractéristiques esthétiques telles qu'une belle veine et une couleur particulière, d'un rouge foncé uniforme, ainsi que pour sa durabilité, due à sa grande résistance à l'humidité et à la pourriture.

Ces qualités ainsi que ses divers usages, les pratiques culturelles et les valorisations passées et présentes associées, font que l'arbre et ses forêts acquièrent, pour la société chilienne d'aujourd'hui, un rang de patrimoine culturel, particulièrement pour les groupes d'ascendance indigène qui habitent et vivent en lien avec ce milieu forestier (Photo 9).

L'extraction du bois d'Alerce au Chili a commencé au milieu du XVI^{ème} siècle avec l'arrivée des Espagnols, qui jusqu'au début de la deuxième moitié du XVIII^{ème} siècle ont utilisé la population indigène comme main-d'œuvre pour l'extraction ; mais après l'époque coloniale, les familles indigènes ont continué à récolter le bois, avec des méthodes traditionnelles, pour la production de tuiles et de bois rond (Molina, *et al.*, 2006; Armesto *et al.*, 2001). Ils ont incorporé les pratiques liées à l'extraction et à l'utilisation du conifère à leur mode de vie, en créant une trame de liens matériels et immatériels autour de l'Alerce, avec lequel encore beaucoup d'habitants de la cordillère s'identifient et lui reconnaissent des bénéfices et valeurs communs, qui sont transmis de génération en génération dans les familles d'origine Mapuche-Huilliche³⁴.

³⁴ Françoise Péron, dans le texte dénommé *Faire la géographie sociale aujourd'hui* (In : Fournier, 2001, p.21.), remarque une idée qui bien pourrait aider à comprendre la signification de *Fitzroya* pour les habitants de la cordillère. Elle dit que : *Tout patrimoine est identitaire. Le patrimoine, qui comprend les biens matériels et immatériels, est en premier lieu un élément fédérateur entre les individus, qui se reconnaissent à partir du même corpus d'objets et de valeurs fortunées et de tribunaux dignes d'être transmis aux générations suivantes.*



Photo 9 : Séquence de la pratique d'élaboration de tuiles d'Alerce. Commune de San Juan de la Costa, province d'Osorno, secteur Panguimapu (Photo prise par l'auteur en août 2012).

Les preuves archéologiques concernant l'utilisation d'Alerce montrent qu'il a été employé depuis des temps anciens. Concernant les populations indigènes préhispaniques, Molina *et al.* (*op cit.*) signalent qu'il est possible d'établir que le bois était utilisé pour confectionner des anses et des armes, alors que la sève était utilisée pour un usage médical. Cependant, son bois n'était pas utilisé pour réaliser des maisons ou d'autres constructions, comme les Espagnols l'ont fait plus tard. L'exploitation forte de caractère plus systématique a débuté avec l'arrivée des espagnoles, dans les alerzales situés autour de la ville de Valdivia, fondée en 1552. Tout de suite, l'extraction a augmentée fortement, en s'étendant au cours des XVII^e et XVIII^e siècles vers le Sein de Reloncaví et le Chiloé Continental puis jusqu'à l'île de Chiloé à la fin du XIX^{ème} siècle. Cette trajectoire de pression et d'exploitation continue, conduit à ce qu'à la fin du XIX^e siècle toutes les forêts de *Fitzroya* localisées dans terrains faciles d'accès avaient pratiquement disparu (Donoso, 1983, *in* Premoli *et al.*, 2004 ; Donoso et al., 1990b ; Molina *et al.*, 2006).

Cependant, dans le secteur de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno, l'exploitation intense, continue et massive – non artisanale ni d'autoconsommation – commence plus tard que dans les autres populations d'Alerce ; elle débute durant la première moitié du XX^e siècle et est associée à la pénétration d'entreprises pourvues de scieries (p. ex. de type portatif), les décennies de 1950 et 1960 étant d'une plus grande pression extractive, pour destiner le bois principalement à la production de tuiles, de bois scié et de poteaux (Molina *op cit.* ; Armesto, *op cit.* ; Santana, 2004). Finalement, si l'on résume l'histoire de l'exploitation d'Alerce dans la cordillère littorale et dans les autres aires, elle a consisté en « ... grandes quantités d'argent pour quelques rares propriétaires, mais des surfaces particulièrement énormes dévastées par des coupes rases indistinctes et par des incendies de dimensions gigantesques » (Donoso *et al.*, 1990a, p.57). En 1993, Donoso (p.390) faisait allusion à l'état des alerces de notre zone d'étude et il déclarait que : « Particulièrement appauvris et altérés par l'exploitation, aujourd'hui illégale, et brûlés, ce sont les restes de forêt de Fitzroya de la Cordillère littorale d'Osorno ».

Pour la communauté scientifique, *F. cupressoides* acquiert aussi une valeur significative, car son origine est liée à des époques très lointaines, avec des datations qui dépassent les 40 millions d'années avant le présent (Villagrán *et al.*, 1996, *in* Molina *op cit.* ; Heusser, 1981). Par ailleurs, on pense que ce conifère est la deuxième espèce avec la plus haute longévité de la planète – après *Pinus longaeva* –, un exemplaire ayant été daté de 3 622 ans (Lara et Villalba, 1993). Cette caractéristique lui attribue indiscutablement la précieuse faculté de permettre d'établir des chronologies et des registres paléoclimatiques³⁵.

Finalement et depuis la pratique de l'archéologie, des restes découverts en 1978 sur le site de Monte Verde³⁶, près de la ville de Puerto Montt, où existaient des *alerzales* étendus, révèlent que l'usage de ce bois par l'homme remonte environ 10 000 ans avant le présent : on a pu constater sur ce site l'existence de quelques objets et des artefacts confectionnés avec du bois d'Alerce (Dillehay, 1990, *in* Molina, *op cit.* ; Dillehay et Mañosa, 2004).

Comme on l'a déjà signalé, ce conifère a supporté une extraction forte et démesurée depuis les temps de la colonisation espagnole. Les principales formes d'exploitation ont consisté en l'extraction des meilleurs exemplaires et la dévastation par feu. Lara *et al.* (1999) estiment qu'en 1550 il existait une surface de 584 208 hectares d'*alerzales* dans le pays, et qu'elle aurait diminué à 264 981 en 1997 (Figure 50), ce qui équivaut à une réduction de 42 % par rapport à la surface originale.

³⁵ La Convention concernant la protection du patrimoine mondial, culturel et naturel (UNESCO, 1972. Paris), dans l'article 2, il définit le patrimoine naturel avec des qualités que nous pouvons bien identifier dans l'Alerce et ses forêts :

- « - Les monuments naturels constitués par des formations physiques et biologiques ou par des groupes de telles formations qui ont une valeur universelle exceptionnelle du point de vue esthétique ou scientifique,
- Les formations géologiques et physiographiques et les zones strictement délimitées constituant l'habitat d'espèces animale et végétale menacées, qui ont une valeur universelle exceptionnelle du point de vue de la science ou de la conservation,
- Les sites naturels ou les zones naturelles strictement délimitées, qui ont une valeur universelle exceptionnelle du point de vue de la science, de la conservation ou de la beauté naturelle. »

³⁶ Monte Verde, est le site archéologique le plus antique de l'Amérique habité par des humains qui est connu jusqu'à la date. La découverte a radicalement changé la théorie sur le peuplement américain qui était expliquée par la théorie dite de Clovis.

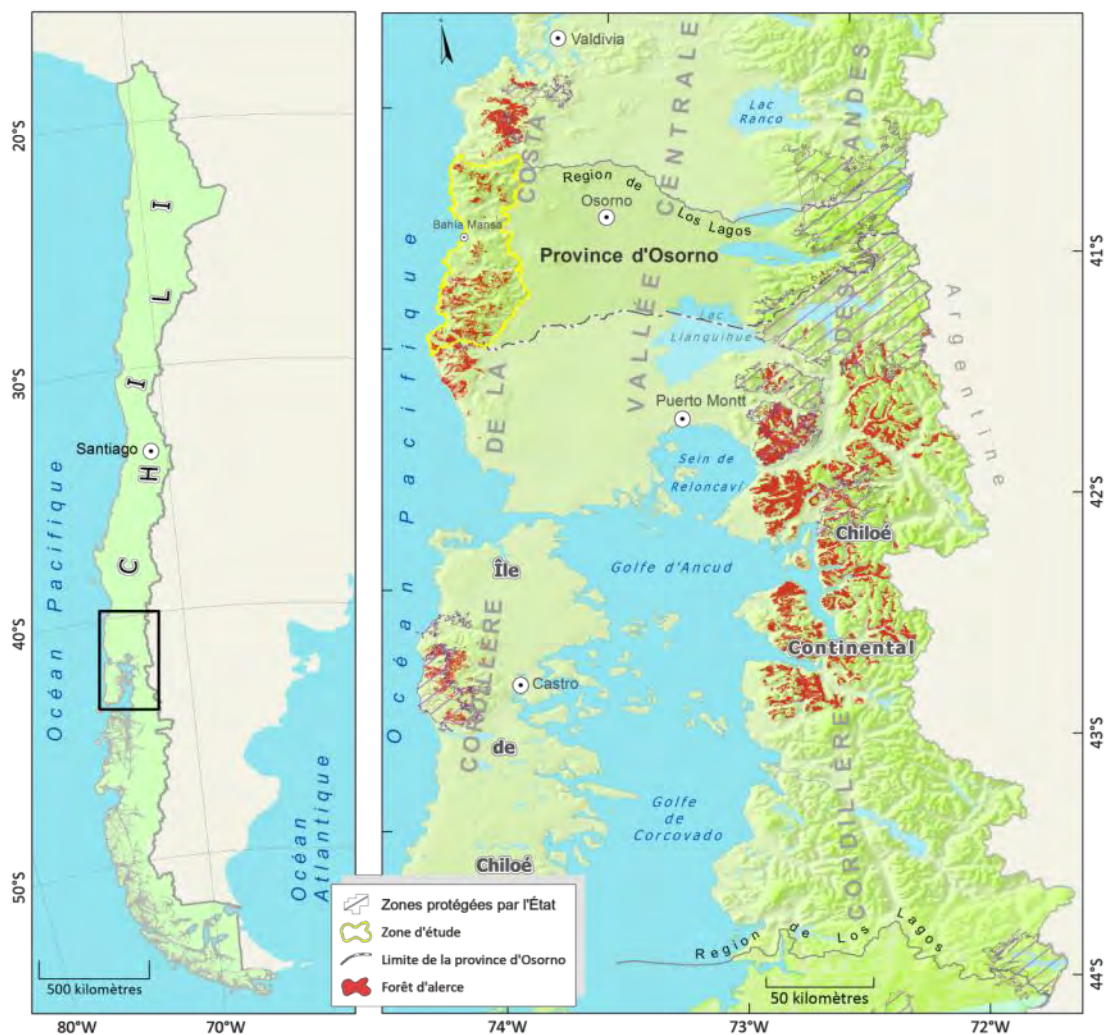


Figure 50 : La répartition actuelle de *Fitzroya cupressoides* au Chili (Elaboré par l'auteur à partir de la cartographie du Cadastre de la Forêt Native, CONAF-CONAMA - 2006).

La surexploitation déraisonnable de *Fitzroya* et sa conséquente détérioration, a fait qu'il soit déclaré Monument Naturel en 1976, par le Décret Suprême 490, qui vise à sa conservation et à la protection contre son extinction possible. Cette décision a été prise en justifiant son caractère patrimonial : « *il constitue l'un des héritages naturels les plus précieux du patrimoine national ; du point de vue scientifique, l'historique et culturel* » (MINAGRI, 1976), mais aussi en raison de sa grande longévité, de sa reproduction très lente et des conditions édaphiques difficiles du milieu naturel dans lequel il se développe. Le décret défend la coupe d'espèces "vivantes" d'Alerce, mais permet la commercialisation du bois des arbres "morts" au moyen une approbation préalable d'un plan de travail spécial de la part de CONAF (*Plan de extracción de maderas de alerce muerto*) (Photo 10).



Photo 10 : Transports de tuiles d'Alerce. Cordillera de la Costa, Province de Llanquihue (Photographie prise par l'auteur en octobre 2000).

Ce décret, naît en grand partie à partir de l'inclusion de l'Alerce, en 1973, – à la demande de l'Argentine – dans l'Appendice I de CITES³⁷, une convention dont le Chili est membre depuis 1975 et qui règle strictement – et interdit – le commerce international de son bois. L'Appendice I comprend ceux espèces menacées qui on sait ou craint que le commerce international aggraver le danger qui menace leur survie. Le DS 490 autorise l'utilisation commercial « dans le cas des arbres et des forêts mortes d'Alerce, de trouver ces derniers sur pied, abattus ou enterrés », l'approbation préalable d'un Plan de de gestion de la part de CONAF, laquelle choisira les secteurs d'alerzales à être exploités et autorisera les guides pour le transport de ceux bois.

Cependant, malgré cette législation et l'accord international, l'Alerce a continué d'être sujet à une coupe illégale et un commerce national et international, une situation favorisée par deux exceptions à la législation, permettent sa commercialisation dans les cas suivants :

- Quand le bois provient des terrains de propriétaires qui ont déclaré posséder des alerces morts avant la date d'entrée en vigueur des dispositions de CITES, il est possible d'obtenir les permissions d'extraction et commercialisation délivrées par la CONAF.
- Si le bois provient des réserves d'arbres morts de la Cordillera de la Costa. Dans ce cas, la CONAF délivre aussi des autorisations.

En conséquence, après 1976 de nombreuses exploitations d'Alerce ont été autorisées en vertu de ces exceptions, ce qui a aussi contribué à ce que certaines personnes profitent pour extraire des arbres vivants. Ainsi, par exemple, entre 1990 et 2003, la CONAF a concédé 757 autorisations de plans d'extraction d'Alerce mort à niveau national (Díaz *et al.*, 1998). Pour la

³⁷ CITES: Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction

zone d'étude, entre janvier de 2011 et Mars de 2012, ont été autorisés 25 plans d'extraction d'Alerce mort, équivalant à 2 770 hectares utilisables (Figure 51).

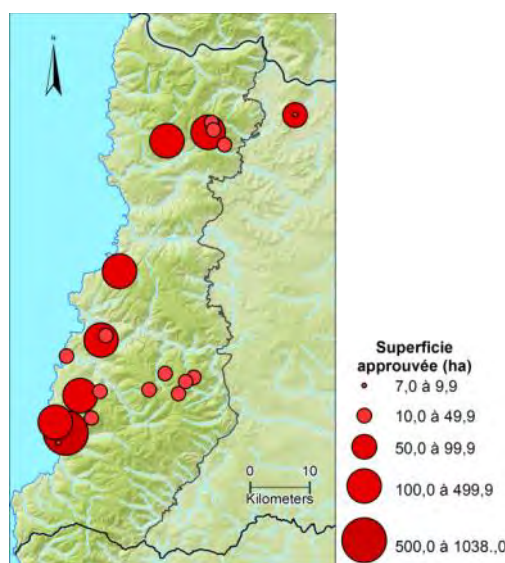


Figure 51 : Superficie de plans de gestion d'exploitation d'Alerce mort approuvés par la CONAF, entre le 18/janvier/2011 et le 19/avril/2012, province d'Osorno (Source : Elaboré par l'auteur à partir de bases de données obtenues du bureau central de CONAF).

De plus, il faut ajouter que le décret présente des indéfinitions quant à la détermination du « bois mort », et qu'il manque un cadastre qui indique avec précision la localisation et quantifie les volumes en bois mort qui restent dans les secteurs liés à ces exceptions. Toute cette conjugaison d'éléments provoque finalement la destruction intentionnelle des arbres vivants au moyen d'incendies délibérés et d'autres artifices pour obtenir des autorisations de commercialisation. Par conséquent il semble que le DS 490, « *qui devait conserver les forêts et réguler l'usage de bois mort d'Alerce, au lieu de réduire la coupe d'arbres vivants* », aurait au contraire « *favorisé le brûlage et l'exploitation illégale, en devenant un instrument qui a contribué à la majeure destruction et dégradation des alerzales* » au cours des dernières décennies (INAP, 2010, p.147).

Actuellement, du total de 264 981 hectares couverts d'Alerce dans le pays, l'État protège au moyen du SNASPE³⁸ une surface équivalant à 17,6 %. Dans la Cordillera de la Costa, zone où il y a près de 22 % du total de la surface nationale d'Alerce, on protège au moyen du SNASPE uniquement 2,6 % (sur la province de Valdivia et l'île de Chiloé), alors que dans la Cordillère des Andes 20,5 % de la couverture des *alerzales* y existant est protégée (Figure 50).

6.2.3 Bois de chauffage

La destination du bois pour produire du bois de chauffage est une autre cause majeure de la dégradation et de la destruction des forêts chiliennes. Le bois de chauffage dans le pays représente 20 % de la consommation nette d'énergie primaire, se classant en troisième position après le pétrole et le charbon (Figure 52).

³⁸ SNASPE: Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (Système national de zones protégées par l'État)

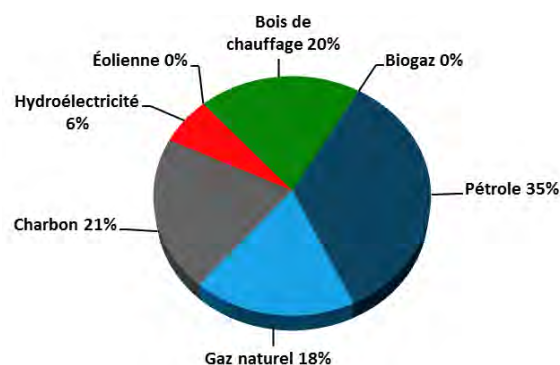


Figure 52 : La consommation nette d'énergie primaire au Chili (Source : Ministerio de Energia, 2012).

On estime que dans tout le pays sont consommés près de 15 millions de mètres cubes solides de bois de chauffage par an, desquels 63 % provient des espèces de la forêt native (INAP, 2010). En outre, la dynamique de la consommation dans les dernières décennies montre une tendance régulière à la hausse ; en 1985, la coupe des arbres autochtones pour produire du bois de chauffage a atteint un volume d'un peu plus de 4 millions de mètres cubes par an, et pour l'année 2007, le volume a plus que doublé (Figure 53). Ces volumes positionnent le bois de chauffage comme le produit principal obtenu de la forêt native, avec 94 % de la consommation nationale des bois natifs en 2007 (*op cit.*).

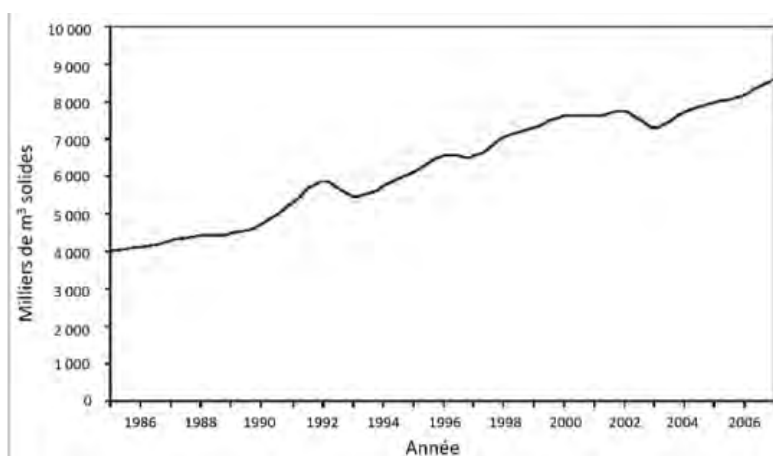


Figure 53 : Evolution de la consommation du bois de chauffage d'espèces natives au Chili. Période 1985-2007 (Source : INAP, 2010 à partir de INFOR, 2008).

La principale utilisation du bois de chauffage est son usage comme combustible résidentiel (69 %) et particulièrement dans le secteur résidentiel rural, qui utilise 44 % de tout le bois, alors que le secteur résidentiel urbain brûle 25 %. L'industrie a aussi un rôle important, avec 27 %, tandis que le secteur commercial et public en utilise 4 %. Les deux derniers secteurs, à la différence des autres, sont sensibles aux prix des autres sources d'énergie, c'est ainsi qu'au cours de ce siècle, l'utilisation du bois a augmenté en raison de la hausse des prix du pétrole (Gómez-Lobo *et al.*, 2006 in INAP, 2010).

Selon l'examen des diagnostics participatifs réalisés par la *Corporación Nacional Indígena*, dans la Cordillère de la Costa, on confirme que le bois de chauffage est la principale source d'énergie des communautés indigènes (qui représentent la majorité de la population), et il y a encore environ 40 % de la population qui n'a pas de courant électrique. En outre, sur la base de ces diagnostics on peut observer que le bois de chauffage est une importante source de revenus pour les familles (Photo 11), qui fournissent en combustible les villages et villes de la Région de Los Lagos (CONADI, 2007 et 2008).



Photo 11 : Typique amoncellement de bois de chauffage pour la vente sur les chemins de la Cordillera de la Costa dans la province d'Osorno (Commune de San Juan de la Costa, 2010).

D'après les entretiens réalisés avec quelques petits paysans de la cordillère, le meilleur bois de chauffage est obtenu à partir de l'Ulmo et alternativement le Melí, la Luma et le Tepú, et occasionnellement aussi on utilise le Tineo et la Tepa. Au cours d'un entretien en 2010 avec monsieur Fernando Treufu, chef mapuche-huilliche de la zone de San Pedro, celui-ci se réfère au bois d'Ulmo comme « *le meilleur bois de chauffage, il donne une bonne chaleur et il n'est pas consommé rapidement, en plus il donne du meilleur charbon* ». Il ajoute qu'une famille utilise en moyenne 2m³ par mois.

Mais dans la chaîne côtière de la 10^{ème} région, les agriculteurs autochtones ne sont pas les seuls à exploiter la forêt pour consommer le bois de chauffage, des études montrent qu'une « *grande partie du bois de chauffage utilisé dans les zones urbaines provient de la cordillère de la Costa, un domaine dans les mains de petits et moyens propriétaires et des communautés qui ne disposent pas des ressources ou de formation pour intervenir adéquatement les forêts* (Reyes, 2000, Saez, 1994; Saez et Scholz, 1998) » (INAP, 2010, p.135).

L'une des rares études sur l'utilisation de bois de chauffage provenant de forêts natives, est effectuée par Sáez en 1997. Son travail, en plus de fournir des informations sur l'origine et le volume de la consommation du bois de chauffage dans la Région de Los Lagos, met en évidence la sous-évaluation économique des ressources forestières, dont la valeur est bien inférieure à celle

d'autres produits forestiers, sans considérer le coût environnemental associé à la destruction de la forêt. Il montre que la Cordillera de la Costa est un important fournisseur de bois de chauffage pour les centres urbains de la région, d'où ont été extraites 392 842 tonnes en 1993 (Figure 54). On estime que la coupe à blanc provoquée par la L'extraction du bois de chauffage des forêts de la région a signifié la perte de 1 838 hectares de forêt native, sur lesquels de nombreuses exploitations ont été réalisées sans plans de gestion ni d'utilisation durable de la forêt, consistant plutôt en un usage irréflecti, qui ne tire même pas profit des déchets forestiers.

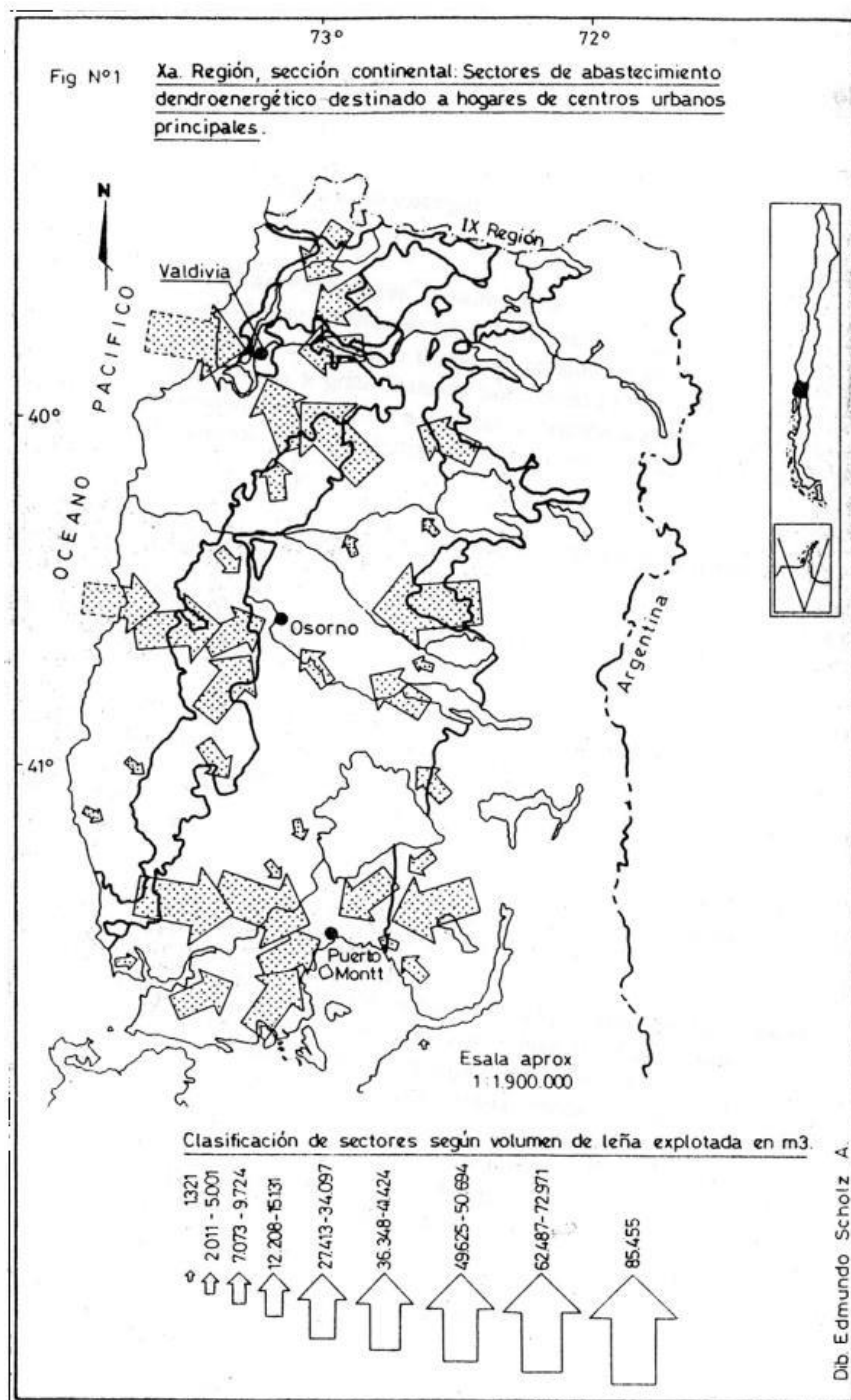


Figure 54 : Distribution des secteurs d'exploitation et volume du bois de chauffage exploité (Source : Sáez, 1997).

6.2.4 Les activités agricoles et d'élevage

Depuis des siècles, une partie des terres forestières de la zone littorale de la province d'Osorno a déjà été ouverte et convertie en prairies destinées surtout à l'élevage. Aujourd'hui, au niveau de la province, les prairies s'étendent selon un vecteur Ouest-Est qui a sa plus forte concentration dans la Vallée centrale, en diminuant vers les montagnes littorales où le secteur de précordillère a aussi une grande superficie couverte. Mais vers le secteur montagneux de la zone d'étude, les prairies se limitent à la proximité des lieux habités, correspondant aux vallées transversales, à la proximité des baies côtières et à la limite Est de l'aire d'étude (la zone de contact avec la précordillère). C'est précisément dans ces lieux et leurs alentours que les activités de pâturage ont gagné sur du terrain boisé et ont remplacé et dégradé la forêt native.

Parmi les statistiques agricoles et d'élevage contemporaines qui concernent la zone d'intérêt et la période d'étude, il existe un recensement agricole (INE, 2007), mais malheureusement l'unité spatiale la plus détaillée de ces statistiques est la commune, en conséquence elle ne révèle pas fidèlement la situation agricole de la cordillère de la zone d'étude, parce que les trois communes de l'aire d'étude s'étendent au-delà de la cordillère, en arrivant jusqu'à la précordillère et à une partie de la Vallée centrale. Cependant, si l'on considère également ces statistiques, elles confirment la grande couverture de prairies et coïncident avec la cartographie de CONAF (figure 55).

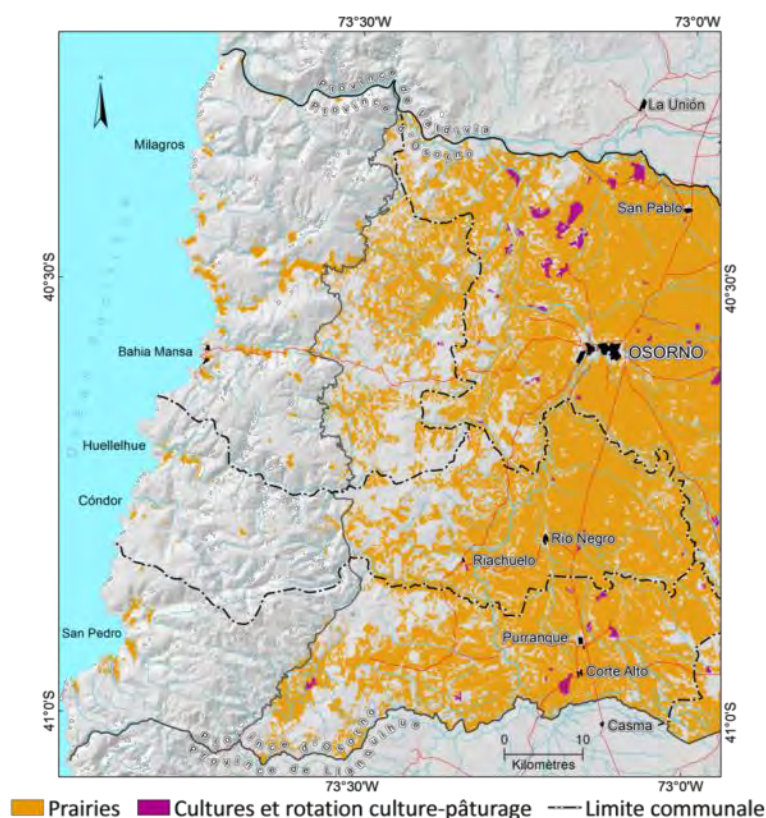


Figure 55 : Distribution des pâturages et des terres agricoles dans la Cordillera de la Costa et environs. Province d'Osorno (Source : CONAF, 2006).

D'après INE (*op cit.*) la surface agricole et d'élevage de l'ensemble de ces trois communes a une surface de 130 918, ce qui représente environ 31 % de la surface totale. De ce total, la zone

proprement agricole a une entendue très faible, avec seulement 5 % de la surface, équivalant à 20 870 hectares, réparties dans la Vallée centrale et utilisées principalement pour les cultures annuelles et pour la rotation de culture-pâturage. Au contraire, la surface de prairies occupe une très grande surface, comprenant 26 % de la surface de ce territoire, équivalant à 110 048 hectares. Il faut rappeler, comme nous l'avons vu dans des chapitres précédents, que l'aptitude des sols dans la zone d'étude est principalement forestière, et que tout au plus, ils permettent le développement des prairies orientées au pâturage.

A partir des diagnostics participatifs réalisés par la *Corporación Nacional Indígena* (2007 et 2008) dans les communes de la province d'Osorno, on peut noter que l'activité agricole dans le secteur de la cordillère, en particulier celle développée par des habitants d'origine indigène – qui sont la majorité – est orientée notamment à la subsistance (Figure 56). Pour le cas de l'activité d'élevage, le cas est un peu différent, car une partie (variable) des animaux est toujours élevée pour la vente, particulièrement des bovins et des ovins. En outre, les paysans vivant près de la côte, ajoutent à leur activité économique la pêche et la récolte de fruits de la mer, destinés à la consommation et parfois à la vente.

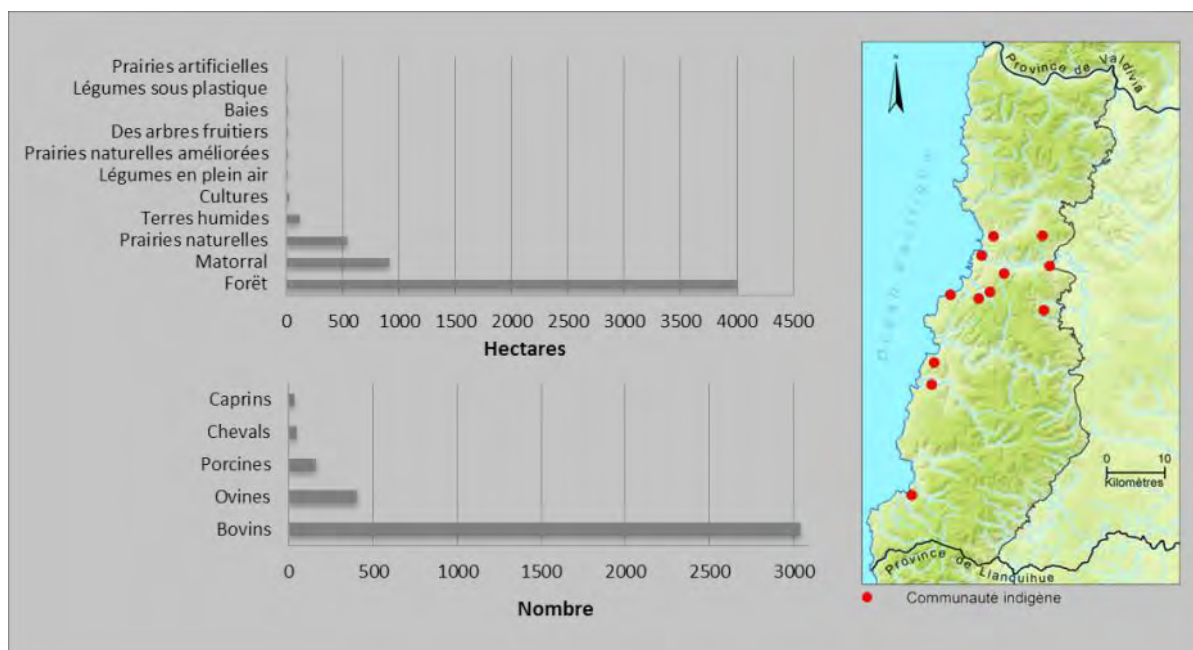


Figure 56 : Utilisation des sols et nombre d'animaux de neuf communautés indigènes de la Cordillera de la Costa, province d'Osorno (Source : Elaboré par l'auteur à partir de CONADI, 2008a et 2008b).

Selon ces diagnostics et les observations effectuées au cours des années 2010, 2011 et 2012 sur le terrain, on peut estimer qu'en général, chaque famille dispose donc souvent d'un lopin de terre afin de produire ses aliments de base et pour s'occuper des animaux. Approximativement, une famille occupe pour son logement une superficie inférieure à un demi-hectare, avec ses installations, ses bâtiments, les potagers, des serres, etc. Ils possèdent divers animaux, tels que des oiseaux, des moutons, des bovins et entre un et trois chevaux pour les déplacements et le travail (Figure 57 et Photo 12).

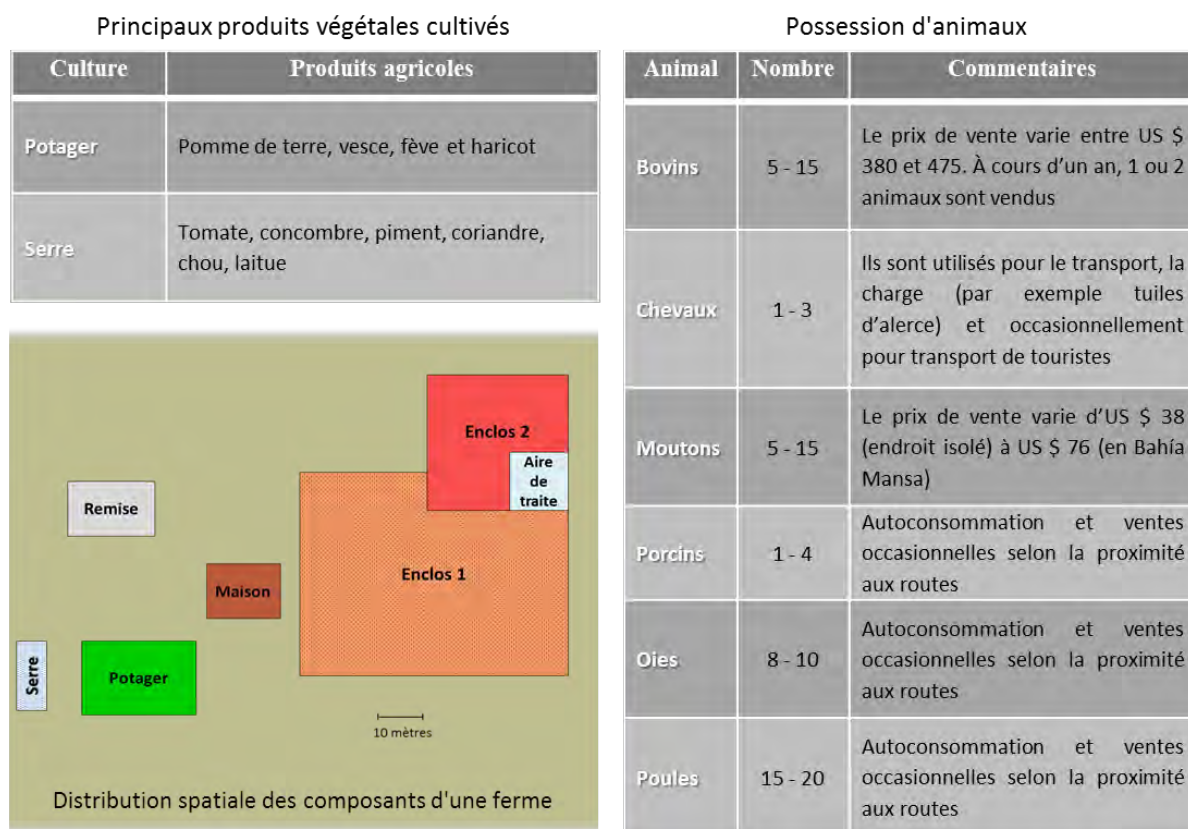
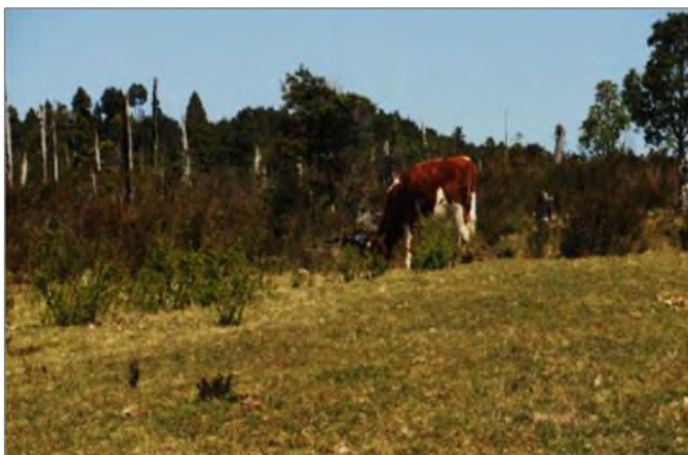


Figure 57 : La distribution spatiale des composants d'une ferme paysanne typique de la Cordillera de la Costa et produits agricoles et possession des animaux (Source : Elaboré par l'auteur à partir de l'observation sur le terrain).



Exemple d'un espace immédiatement adjacent à une maison paysanne, avec prairies pour le pâturage. Secteur Huelleshue, commune de Río Negro (40 m d'altitude). (Photographie prise par l'auteur en novembre 2010).



Bovins paissant librement en bordure de forêt. Secteur San Pedro, commune de Purranque (270 m d'altitude). (Photographie prise par l'auteur en octobre 2010).



Espace typique proche d'une maison paysanne dans la Cordillera de la Costa. On observe le sol couvert par prairie, du bois de chauffage (à gauche) et de grosses planches provenant de la forêt environnante. En arrière-plan on voit la serre pour produire quelque légumes. Secteur San Pedro, commune de Purranque (350 m d'altitude). (Photographie prise par l'auteur en octobre 2010).

Photo 12 : Des espaces caractéristiques de la forêt ouverts par l'homme et couverts par des prairies pour le pâturage.

En moyenne la quantité des bovins ou de moutons par famille peut fluctuer entre 5 et 15 bêtes (Figure 57). La nourriture de ces animaux est obtenue des prairies naturelles voire des matorrales et, pendant certaines périodes de l'année, les bovins paissent dans des zones éloignées de la parcelle à laquelle ils appartiennent, ce qui suggère une pression supplémentaire sur la frontière de la forêt saine et sur la forêt déjà dégradée. Molina *et al.* (2006) affirment que pendant la période coloniale, le pâturage des animaux dans la Cordillère de la Costa était déjà commun et que les forêts d'Alerces sur les sommets étaient préférées par les bovins.

En effet, la récupération des zones forestières dégradées est très vulnérable à l'introduction de bovins. Dans la Cordillère de la Costa existent des preuves de régénération des forêts d'alerces, mais l'élevage a un impact significatif sur la réussite d'une récupération optimale. D'après Donoso à propos de la forêt d'alerce de la Cordillera de la Costa, la « *régénération dans ces zones défrichées et brûlées est réussie si les arbres semenciers se trouvent à proximité et s'il n'y a pas présence de bétail bovin. C'est en partie la raison pour laquelle de vastes superficies coupées à blanc n'ont aucune régénération de *F. cupressoides* ou bien elle est très faible (Donoso et al., 1993)* » (Donoso, 1993, p.407).

6.2.5 Les plantations forestières

Au Chili, comme il a déjà été signalé ci-dessus (cf. Chapitre 4), la substitution de la forêt par des plantations exotiques a été l'une des principales causes de destruction et perte du patrimoine forestier naturel (Lara, 1996 ; Donoso *et al.*, 1996 ; Echeverria *et al.*, 2006 ; Banque Centrale de Chili, 1995 ; CONAF en 1996 : *in* Arnold, 1998). On estime qu'entre 1974 et 1992 ont été substituées plus de 200 000 hectares de forêt native dans le pays (Lara *et al.*, 1996).

Les conditions propices, imposées en 1973 à l'industrie forestière par la politique libérale - exportatrice, ont conduit à l'intensification de l'usage de matière première obtenue des plantations de monocultures commerciales avec des arbres exotiques à croissance rapide. A partir de cette date, l'intérêt du secteur forestier national n'est pas tant porté sur l'exploitation des forêts naturelles, sinon chaque fois plus sur l'occupation des zones à vocation forestière afin de déployer les monocultures. L'espèce principale est le *Pinus radiata*, puis des espèces du genre *Eucalyptus* *sp.*, qui dans leur ensemble ont répondu à la demande en bois du secteur industriel, supplantant l'usage du bois natif comme matière première (Figure 58). Ainsi, le pin a commencé à remplacer le bois natif, et au début des années 1990 les plantations industrielles d'Eucalyptus sont entrées sur le marché. Aujourd'hui, 98 % de la consommation totale de matières premières de l'industrie nationale forestière provient de plantations forestières de pin et d'eucalyptus (Figure 58). La principale destination de ce bois est la pâte à papier et le bois scié : en 2007, la consommation totale de grumes de bois de la part de l'industrie était de 38 416 mètres cubes, dont 41,6 % a été utilisé pour produire bois scié et 41,1 % pâte à papier (INFOR, 2008).

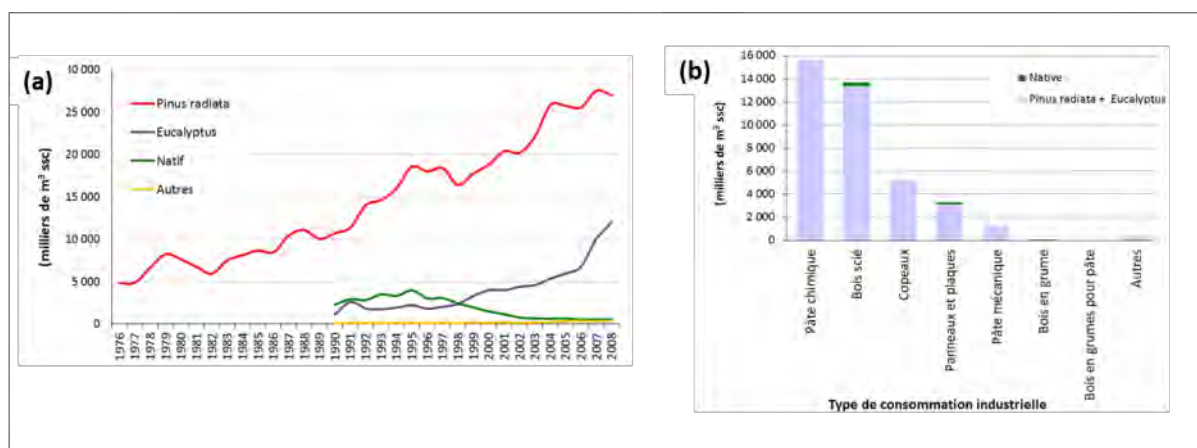


Figure 58 : Consommation totale par l'industrie forestière de grumes provenant de forêts natives et de monocultures de plantations d'exotiques. (a) Evolution selon l'origine du bois, 1976 - 2008 (b) Composition au cours de l'année 2008 (Source : élaboré à partir d'INFOR, 2003, 2009).

L'industrie continue de croître ces dernières années. Au niveau du pays, de la région et de la province – d'Osorno – l'expansion territoriale des plantations de pin et d'eucalyptus présente une augmentation permanente de sa surface avec un remplacement probable de la forêt native. Depuis 1975 jusqu'à ce jour on a planté dans le pays une moyenne d'environ 95 000 hectares par an, alors qu'entre 2000 et 2012 la moyenne annuelle a été de 107 000 ha (Figure 59), et l'on prévoit que pour les prochaines années la surface continuera de croître. Pendant l'année 2011, la superficie occupée par les plantations forestières dans tout le pays a été de 2,87 millions d'hectares. Selon la comparaison du cadastre de la forêt native de 1997 réalisé par la CONAF et sa mise à jour en 2011, les plantations forestières sont l'occupation forestière du sol avec la plus haute croissance de superficie. Dans cette période, la surface a augmentée de 35 %, ce qui équivaut à 753 000 hectares.

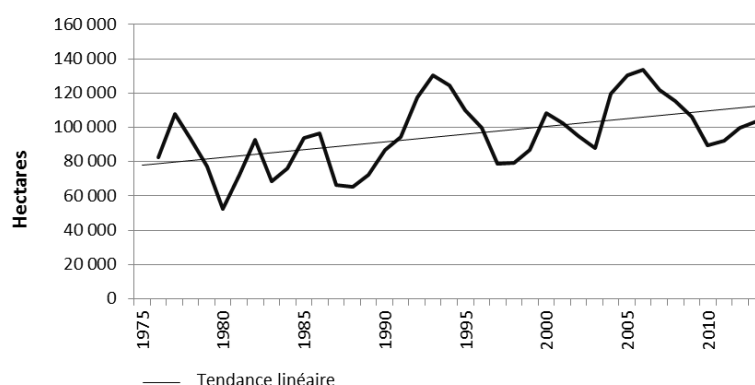


Figure 59 : Superficie nationale annuelle boisée et reboisée de plantations forestières, de 1975 à 2012 (Source : INFOR, 2009).

Dans la Région de Los Lagos, les plantations sont concentrées presque exclusivement dans les provinces d'Osorno et de Llanquihue, notamment dans le secteur de la précordillère (Figure 60). Selon la mise à jour du Cadastre régional de la forêt native (CONAF, 2008), dans les provinces d'Osorno et de Llanquihue il y avait en tout 52 896,5 hectares plantées de monocultures d'exotiques durant l'année 2006 et elles ont augmentée de 55 % par rapport à 1998.

Les premières plantations de la Région ont été installées au cours des années soixante-dix pour réduire l'érosion qui s'était déclenchée sur de vastes territoires de collines dépourvues de protection d'arbres, produit de la déforestation provoquée par les conquistadors espagnols et les colons européens et chiliens. Mais parallèlement à cet intérêt environnemental, existaient des intérêts commerciaux, qui sont devenus chaque fois plus prononcés. Cette tendance s'est accrue avec l'arrivée de grandes entreprises privées au cours des années 1980 et 1990, ce qui a conduit à couvrir une grande partie de ces territoires par des plantations (Figure 60).

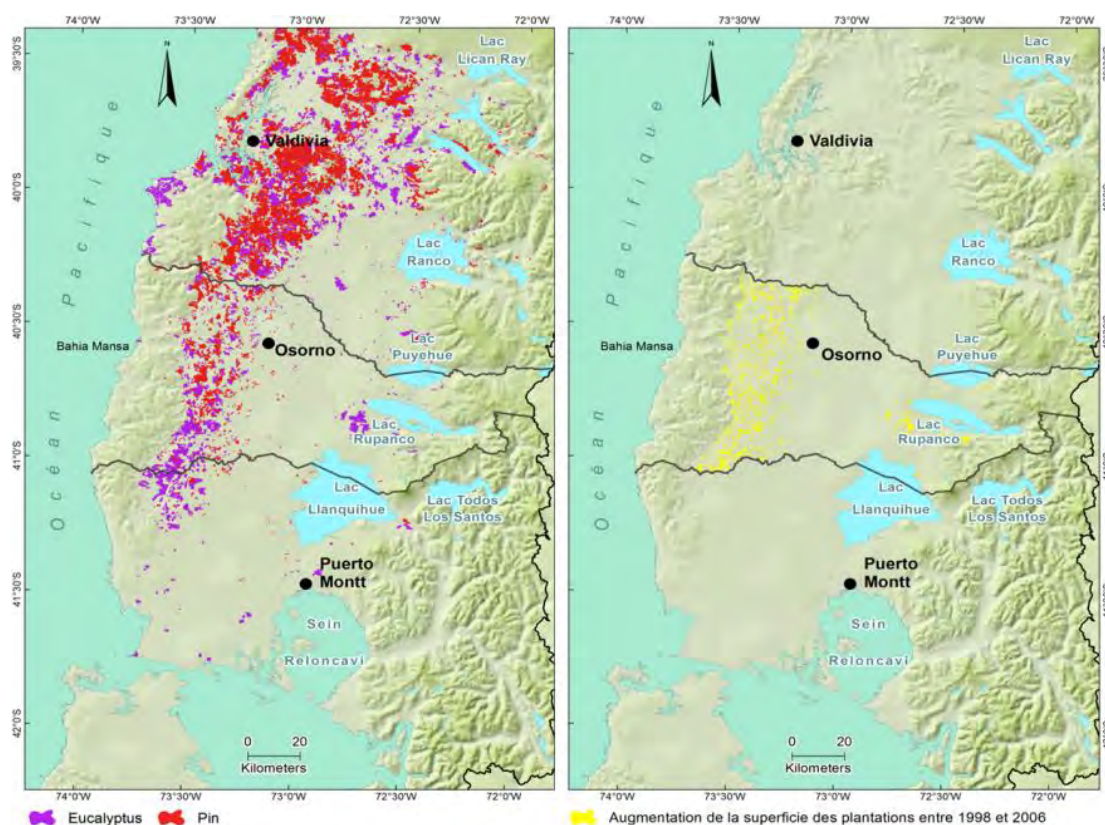


Figure 60 : Plantations forestières commerciales sur la zone de la cordillère de la Province d’Osorno. 2006 (Source: Elaboré à partir de la cartographie du Cadastre forestier des régions de Los Lagos et de Los Ríos. CONAF, mise à jour 2006).

Pour la province d’Osorno la croissance a été considérable, alors qu'en 1998 il y avait une superficie de 28 040 hectares des plantations exotiques, ce chiffre est passé à plus du double en 2011, en atteignant une surface de 42 796 hectares, tandis que la superficie de forêt native a diminué de 5 300 hectares (CONAF, 2008).

Il existe quelques études sur la problématique “forêt native - substitution par plantations” qui mettent en évidence l’importance de l’incidence des plantations dans la perte de forêt. L’une des études est celle de l’Institut Forestier (Unda et Ravera 1994, *in* Arnold, 1998) qui nous dit qu’entre les années 1960 et 1990 se substituèrent dans les VII, VIII, IX XIV et X^{ème} régions, 131 787 hectares de forêt native par des plantations forestières. Par ailleurs, la Banque Centrale du Chili publia un an plus tard (en 1995, *in* Arnold, 1998), une étude qui montre une situation plus grave. En appliquant une méthodologie élaborée par le département de sylviculture de l’*Universidad Austral de Chile*, on conclut qu’entre les années 1985 et 1994 la diminution de la surface de forêt native et sa substitution par des plantations, aurait fluctué entre 195 342 et 585 276 hectares (de la VII^{ème} à la X^{ème} région) (Tableau 5).

La participation de la substitution dans la perte totale de forêt native, selon cette étude, aurait variée entre 47,9 % et 61,9 % – selon le scénario. De cette façon, la substitution serait l’agent destructif le plus important dans le processus de régression de la forêt native, et la région la plus touchée par cette activité forestière serait la VIII^{ème}, avec une substitution qui représenterait

une moyenne³⁹ de 82 % par rapport à la diminution totale de forêt. Dans la Région de Los Lagos et de Los Ríos, en revanche, la substitution représenterait des moyennes inférieures, se situant autour de 37 %, bien que ces deux régions dans leur ensemble accumulent la plus grande surface remplacée dans le pays.

Scénario	VII ^{ème} Region del Maule		VIII ^{ème} Region del Biobío		IX ^{ème} Region de La Araucanía		XIV ^{ème} et X ^{ème} Region de Los Ríos et Region de Los Lagos		Total régions	
	Diminution Total	Diminution par Substitution	Total	Subst.	Total	Subst.	Total	Subst.	Total	Subst.
Pessimiste	87 383	67 523	195 567	179 730	191 028	154 217	472 171	183 806	946 149	585 276
Moyen	65 747	46 014	145 401	120 321	108 968	72 958	379 240	144 624	699 356	383 917
Optimiste	39 639	22 407	79 745	58 531	72 551	36 690	215 542	77 714	407 477	195 342

Tableau 5 : Diminution de la surface de forêt native par substitution des plantations. 1985 - 1994 (hectares) (Source : Banco Central, 1995, *in* Arnold, 1998).

Une troisième étude en relation au même thème et concernant une période similaire (1985-1994), est celle réalisée par la CONAF (Emanuelli, 1997, *in* Arnold, 1998) (Tableau 6 et 7). Cette étude coïncide avec la précédente quant à l'importance de la substitution dans les processus de recul qui affectent la forêt native. Les résultats signalent que 63 % du total de la surface de forêt native, pendant la période mentionnée, a disparu à cause de la plantation d'arbres exotiques, et que les plus grandes superficies de forêts substituées seraient enregistrées dans les régions de Los Lagos et de Los Ríos.

	Incendies	Changement pour usage agricole	Substitution par plantations	Coupes illégales	Total
Surface (ha)	34 571	40 509	140 007	6 903	221 990
%	16	18	63	3	100

Tableau 6 : Diminution de la forêt native. Chili. 1985-1994 (Source : Emanuelli, 1997, *in* Arnold, 1998).

	Régions					Pays
	VI ^{ème} Région de O'Higgins	VII ^{ème} Région del Maule	VIII ^{ème} Région del Biobío	IX ^{ème} Région de La Araucanía	XIV ^{ème} et X ^{ème} Région de Los Ríos et Région de Los Lagos	
Surface (ha)	2 159	17 801	38 787	30 958	50 303	140 007

Tableau 7 : Diminution de la forêt native à cause de la substitution par plantations, selon les régions. 1985-1994 (Source : Emanuelli, 1997, *in* Arnold, 1998).

³⁹ La moyenne des trois scénarios.

Toutefois, dans la zone d'étude les espaces consacrés aux plantations couvrent une basse proportion de la surface, environ 2 % du total de l'aire ; selon le Cadastre de la Forêt élaboré par la CONAF durant l'année 2006 il y avait à cette date 3 182 hectares de la zone d'étude occupée par des plantations, notamment avec des espèces *Pinus radiata* et *Eucalyptus sp.*, qui dans l'ensemble représentent environ 91 % de la surface plantée (Photo 13). Les 9 % restants correspondent à trois espèces: le conifère *Pseudotsuga menziesii* (« Pino oregón »), le peuplier noir, *Populus nigra* var. *italica* (« Alamo ») et le « Notro », *Embothrium coccineum*, dont les deux premiers sont exotiques et la dernière est une espèce originaire de la même forêt tempérée de la zone (et de l'Argentine). Parmi ces trois espèces, la surface la plus importante est occupée par le Pin Oregon avec quelques 160 hectares.



Photo 13 : Plantations forestières dans la province d'Osorno. Secteur de la rivière Contaco. Commune de San Juan de la Costa (2010). Le patch vert foncé dans la vallée correspond à une plantation de *Pinus radiata* (Photographie prise par l'auteur en 2010).

À ce jour, il est prévu que la superficie des plantations forestières continue à s'étendre, comme nous le commentons déjà dans le chapitre 4, la CONAF estime qu'il resterait dans le pays une superficie à boiser de 2,3 millions d'hectares, dont 1,5 millions pourraient soutenir la production de bois⁴⁰ (CONAF, 2012b) et la plupart de ces terres appartiennent à quelques 100 000 familles de petits propriétaires (CONAF, 2006). Dans ce contexte, il existe une intention derrière la politique forestière, qui vise à incorporer ces paysans dans la chaîne productive associée à l'industrie du bois en s'appuyant sur la promotion des plantations. Dans ce but, il existe des plans spécifiques qui stimulent le boisement, comme le *Programa Nacional de Transferencia Técnica*

⁴⁰ Sur la superficie restante, même s'il s'agit de terres d'aptitudes forestières, les plantations et bois doivent être destinées à la protection ou régulation environnementale, en raison des conditions climatiques et de sol.

Forestal (PNTTF)⁴¹ initié en 2002 et relancé en 2013. Pour le cas de la zone d'étude, cela peut avoir un impact significatif, puisqu'ici la plupart des paysans sont de petits propriétaires.

Des 20 386 nouveaux hectares plantés au Chili en 2011, 22 % l'ont été par de petits exploitants et de toutes les 15 régions du pays, la Région de Los Lagos est celle avec le plus grand nombre de terres boisées par les petits propriétaires, avec 831 fermes totalisant 367,3 hectares, dont 134,4 ha ont été plantés dans la province d'Osorno (CONAF, 2012c).

6.2.6 Les incendies

Au Chili sont brûlés en moyenne chaque année environ 38 000 hectares de végétation naturelle, dont 30 % sont des formations boisées et le reste sont des matorrales et des pacages. Pratiquement tous ces feux de forêt sont d'origine humaine. Au sud du pays, la Cordillère de la Costa a été altérée par de nombreux et parfois gigantesques incendies de la forêt native. L'utilisation du feu dans des pratiques d'agrosylviculture est une technique traditionnelle employée sur de nombreux secteurs de la cordillère littorale – mais aussi andine – qui, par imprudence ou négligence, est une importante cause d'incendie. Entre 2003 et 2011, par exemple, tout au long de la région de Los Lagos, 30 % de tous les incendies ont été causés par des travaux agricoles, forestiers et par le brûlage de déchets et d'autres activités liées à la forêt⁴². D'autres causes d'égale importance sont les activités récréatives (27 %) et le transit de personnes et de véhicules (24 %). Les incendies provoqués intentionnellement attirent également l'attention, ils se sont élevés à 7 % durant cette période, à l'exception de quelques années où ce chiffre a été dépassé, comme la période 2010 - 2011 où il a atteint 14 %.

Dans les trois communes de la province d'Osorno de la zone d'étude, nous avons calculé pour le période 1977 à 2007, à partir des statistiques d'incendies forestiers enregistrées par la CONAF, une superficie moyenne approximée à 100 hectares de forêt brûlée chaque année (Figure 61), dont trois années où la surface a dépassé les 300 hectares, et pendant la saison 1997-1998 se sont incendiées quelques 1 000 hectares. Pour le moment, il n'existe pas encore un système de détection et de quantification d'incendies très précis, basé par exemple sur des techniques de télédétection. A l'occasion seulement, après certains événements, il arrive que la CONAF réalise des mesures particulières plus précises. Depuis les années 1970 la majorité des incendies a été mesuré à travers un système de quadrillage kilométrique et moyennant l'observation sur le terrain, ce qui fait que la mesure est très approximative, surtout si l'on considère l'étendue et le relief difficilement accessible de la cordillère. Ce système localise géographiquement dans un quadrant de 1 km², uniquement la zone où le feu s'est déclenché, alors que la superficie totale brûlée est enregistrée simplement comme un chiffre (sans localisation).

⁴¹ Le PNTTF est un programme mené par la CONAF en collaboration avec l'INDAP, qui cherche à intégrer les petits et moyens propriétaires au marché de produits forestiers grâce à des partenariats public-privé.

⁴² Il inclut la végétation ligneuse des plantations forestières et des forêts naturelles, des pacages et matorrales (Source : Calculé des données obtenues à partir www.conaf.cl, consultée le 25 Septembre 2013).

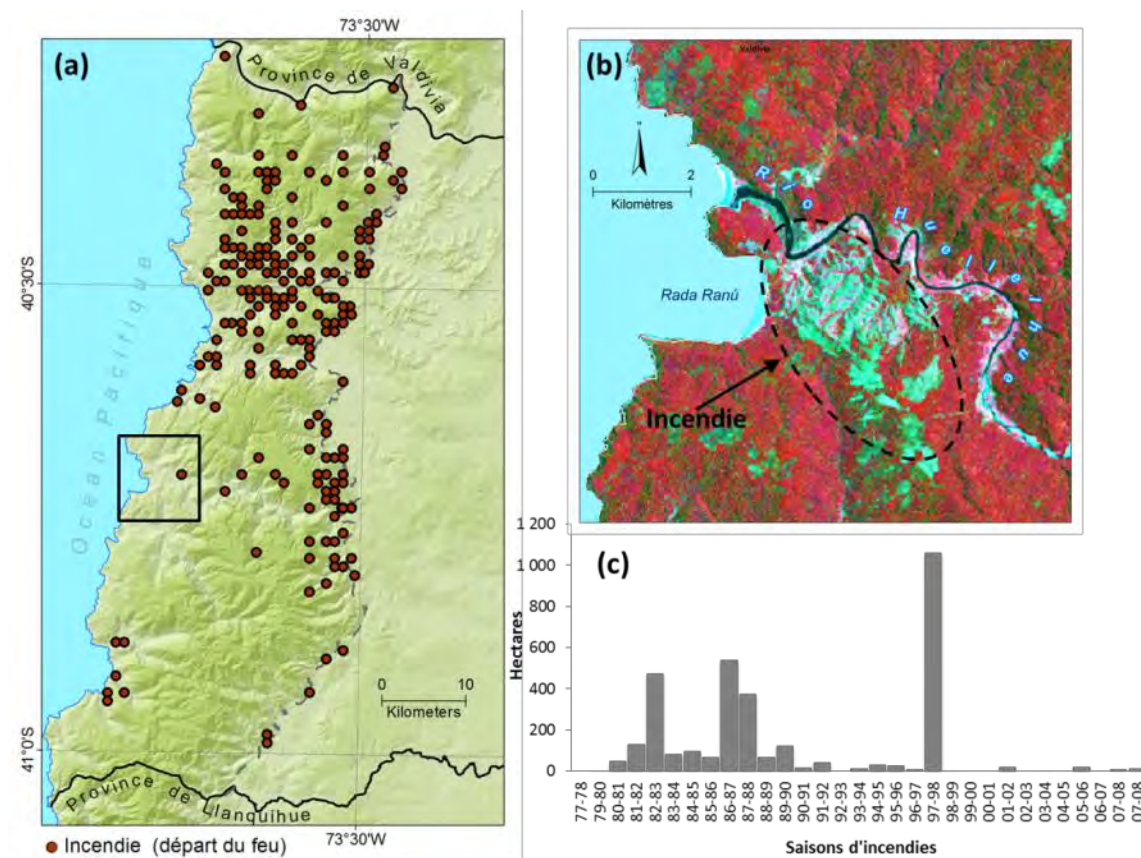


Figure 61 : Incendies sur la Cordillère de la Costa de la province d'Osorno (a) Incendies enregistrés par la CONAF entre 1997 et 2008 dans la zone d'étude (b) Incendie survenu en Novembre 1998, qui a brûlé 380,2 hectares de formations boisées (Composition colorée R4, V3, B2 d'image Landsat-7 ETM+ 233/088 - 29-nov-2001) (c) Superficies brûlées enregistrées par la CONAF pour les saisons⁴³ comprises entre 1977 et 2008 pour les trois communes de la zone d'étude (San Juan de la Costa, Río Negro et Purranque) (Source : élaboré à partir des Statistiques d'incendies obtenues directement de la CONAF en avril 2011).

Sur les sommets de la cordillère, les forêts d'Alerce (*Fitzroya cupressoides*) ont été fortement modifiées pendant des siècles sous les effets de l'exploitation et de gigantesques incendies. Certains éléments et quelques exceptions légales associées au décret 490 de 1974 en vigueur aujourd'hui – mentionné plus haut dans ce chapitre – ont finalement provoqué la destruction intentionnelle des arbres vivants au moyen d'incendies délibérés et d'autres artifices pour obtenir des autorisations de commercialisation de bois provenant d'arbres supposément morts (brûlés). Wolodarsky-Franke et Lara (2003, p.20) en référence aux forêts d'alerces, signalent que dans ce cas particulier, la Cordillère de la Costa, « est la région la plus touchée par les incendies et l'exploitation forestière illégale » et que « ... les feux anthropiques sont une autre menace majeure pour les forêts d'alerces, affectant des milliers d'hectares. ».

C'est par exemple le cas d'un incendie d'environ 10 000 hectares dans la Cordillera de la Costa (Figure 62), survenu en février 1998 dans le secteur Esperanza Norte-Sur de la commune de Fresia (la commune immédiatement adjacente au sud de notre zone d'étude) ; après l'incendie « ...

⁴³ Une « saison d'incendie » commence en novembre d'une année et se termine en avril de l'année suivante.

les propriétaires du terrain envoyèrent des sollicitudes pour l'extraction des bois morts à la CONAF, lamentablement, quelques-unes furent approuvées, ce qui établit un précédent très sombre à ce sujet car il ouvre la voie pour que d'autres propriétaires continuent avec les incendies et avec la sollicitude d'autorisation pour l'extraction des bois morts » (Chambre de Députés, 2000). Ainsi, les feux anthropiques sont une autre menace majeure pour les forêts d'alerces, affectant des milliers d'hectares.

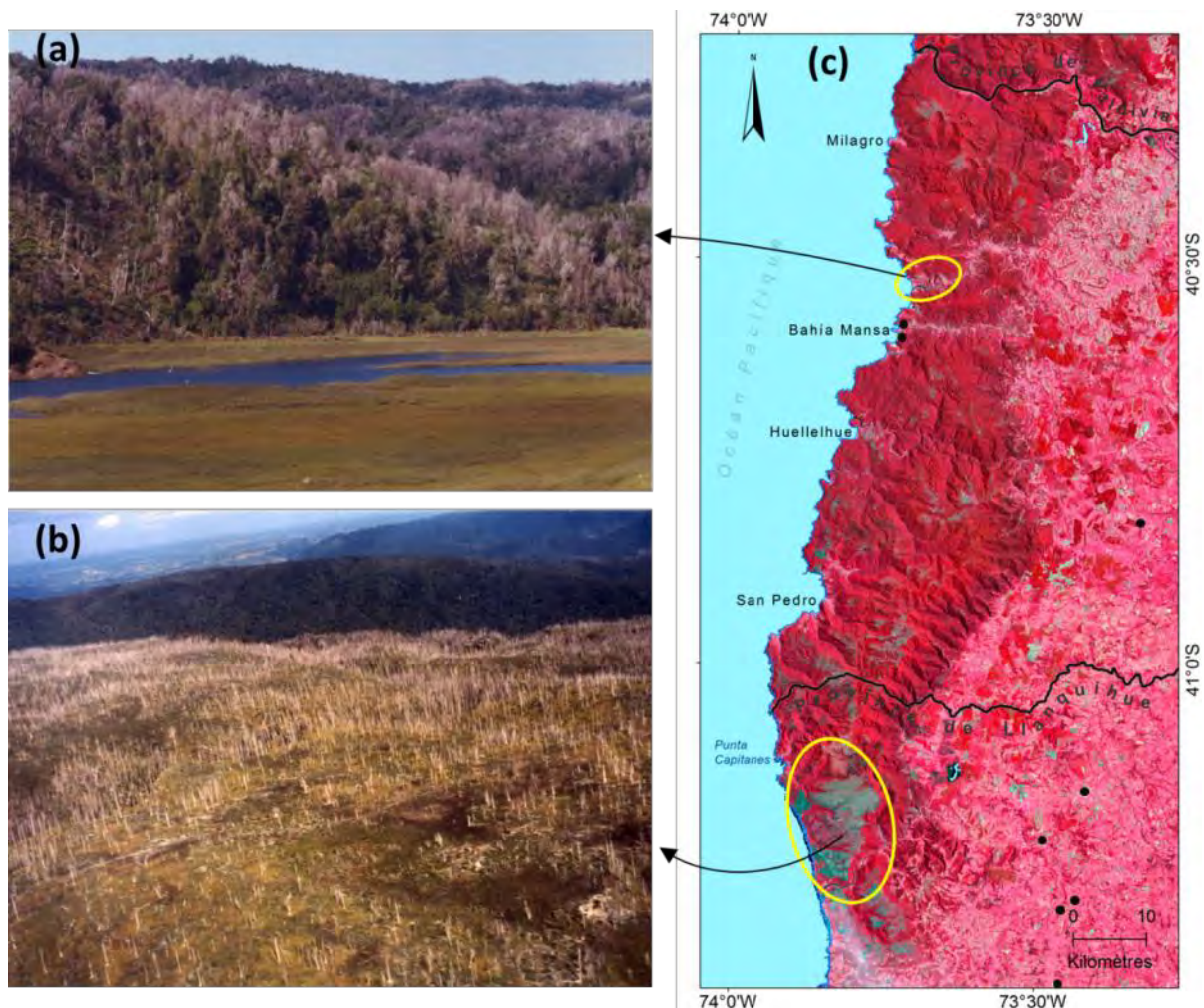


Figure 62 : Zones brûlées de forêts dans la Cordillère de la Costa (provinces d’Osorno et de Llanquihue) **(a)** Incendie de la forêt laurifoliée en 1998 (≈ 100 hectares) (Photographie prise par l’auteur en janvier 2001) **(b)** Forêt d’Alerce incendiée en 1998 ($\approx 10\,000$ hectares). Secteur La Esperanza. Commune de Fresia. Province Llanquihue (Photographie prise par l’auteur en janvier 2002) **(c)** Composition colorée R4, V3, B2 de mosaïque d’images Landsat ETM+ 233/088-29-Nov-2001 et ETM+ 233/089-10-Déc-1999).

6.3 Les acteurs directs et l’appropriation du milieu forestier de la cordillère littorale

Cette section permettra d’identifier les acteurs clés qui ont une incidence sur la dynamique de l’utilisation/occupation du sol de la zone d’étude. L’accent principal sera mis sur la population indigène, car elle a été le premier groupe social à utiliser plus longtemps la forêt, et celle qui a

vécu en lien le plus étroit avec cet environnement forestier. Les autres groupes, en termes généraux, opèrent à partir de l'extérieur de la zone d'étude ou bien en sont partis depuis.

A différence d'Angelsen et Kaimowitz (1999), nous emploierons le terme « acteur » au lieu d'« agent », pour identifier les sujets impliqués dans le changement d'utilisation/occupation du sol. Nous faisons cette distinction puisque nous voulons englober l'intentionnalité du sujet à changer (ou non) l'environnement. Comme le dit Di Méo (2008), l'acteur est un sujet qui agit de manière « *plus ou moins stratégique dans le complexe territorial* » (p.6), alors que l'agent est relativement plus passif : « [les agents] *sont à la fois moins actifs et moins autonomes que les acteurs/actants* » (*op cit.*).

6.3.1 La population Mapuche

Ensuite, nous allons consacrer quelques paragraphes à une présentation synthétique de certains aspects remarquables concernant l'appropriation des terres des habitants originaires de la cordillère d'Osorno : les Mapuches. On considère important de mettre en avant ces aspects, car les décisions de gestion de l'avenir et de l'aménagement du territoire doivent être prises en ayant conscience de cette histoire qui a des conséquences jusqu'aujourd'hui ; la plupart des habitants de la zone d'étude sont Mapuches ou descendants de cette ethnie, et à ce jour, ils ne sont pas les propriétaires légaux des terres et les réclament en affirmant qu'elles leur ont été usurpées.

En 2002, il y avait 692 192 personnes qui déclarèrent appartenir aux peuples originaires du Chili : Atacameños, Aymaras, Collas et Quechuas dans le Nord du territoire, Rapa Nui sur l'Ile de Pâques, Mapuches dans le Centre-sud, et Alacalufes et Yaganes dans la Zone Australe. Dans l'ensemble ils représentent 4,6 % de la population totale du pays, et la plupart d'entre eux (87,3%) correspond au peuple mapuche (INE, 2002).

Selon les chroniqueurs, à l'arrivée des Espagnols, il y aurait eu, sur le territoire national, une population d'un million de Mapuches. Si on compare avec les 604 349 enregistrés par le recensement de 2002, actuellement il y en aurait les trois cinquièmes. Actuellement, les Mapuches du monde rural habitent notamment sur ou à proximité de l'aire de répartition de la forêt tempérée et précisément aussi là où l'on a planté le plus de pins et d'eucalyptus.

Beaucoup de Mapuches ont migré vers la ville et spécialement vers la Région Métropolitaine, à la recherche de meilleures perspectives de qualité de vie, et cette région devient la deuxième en nombre de population Mapuche après la IX^{ème} Région de l'Araucanía (*op cit.*). Plus d'un tiers de la population Mapuche du pays se concentre dans la Région de l'Araucanía, ce qui équivaut à 202 970 personnes qui ont déclaré appartenir à cette ethnie – ce qui représente 33,6 % de la population mapuche au niveau national. On estime que dans cette région qui compte une surface de plus de 3 millions d'hectares, les Mapuches occuperaient « *quelques 400 000 hectares, territoire résultant de la pression de l'homme blanc qui a déplacé les communautés vers des aires avec des sols fragiles et liées à une technologie rudimentaire, ce qui a conduit à l'érosion de vastes surfaces dans les secteurs dominés par la propriété mapuche* » (INAP, 2003).

Dans la région de Los Lagos, la population Mapuche atteint les 60 404 habitants, ce qui la positionne comme la troisième région du pays avec le plus grand nombre de population Mapuche. La province d'Osorno est celle où se trouve la plus grande proportion de la population autochtone

par rapport à la population totale provinciale, environ 26 095 Mapuches, qui représentent 11,8 % de la population de cette province.

Quoique dans la zone d'étude les habitants soient peu nombreux, elle a une proportion de population indigène parmi les plus élevées de la région. Lorsque l'on considère les districts de recensement au sein de la zone d'étude (Figure 63), on peut estimer une population d'environ 6 000 habitants, dont environ 46 % appartiennent à des Mapuches, dans certains districts ils correspondent même à un peu plus de 50 % de la population, et y compris près de 70% dans l'un d'eux.

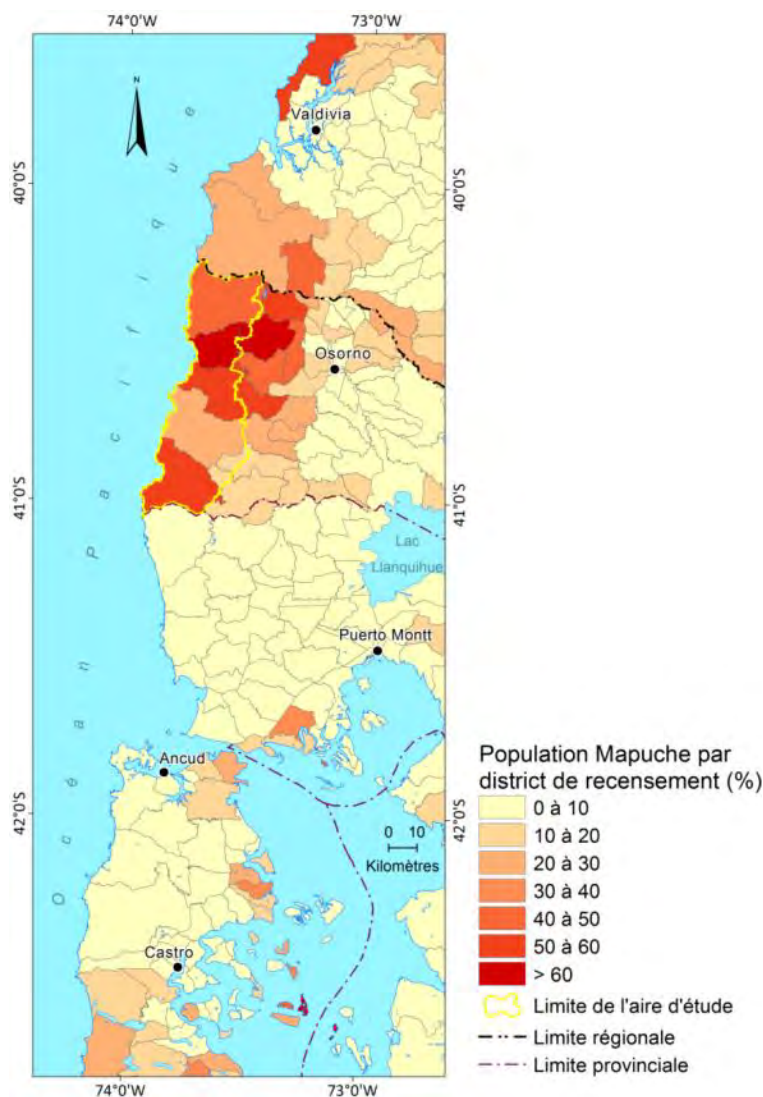


Figure 63 : Pourcentage de la population Mapuche par rapport à la population totale, selon district de recensement. Cordillera de la Costa, provinces de Valdivia, Osorno, Llanquihue et Chiloé (Elaborée à partir de l'INE, 2002).

Dans l'organisation sociale Mapuche, avant l'arrivée des Espagnols, la relation de l'homme avec la terre était basée sur la possession collective de la terre et la formation sociale Mapuche avait un mode de production communautaire, où l'organisation était fondée sur les liens de parenté au service de la possession collective de la terre. Le travail se réalisait au moyen de la coopération simple, c'est-à-dire d'une activité conjointe afin d'exécuter les labours d'intérêt commun avec une

distribution égalitaire (Comisión Verdad Histórica y Nuevo Trato, 2003)⁴⁴. A l'arrivée des Espagnols, on sait que la population Mapuche de la zone d'Osorno avait une économie basée principalement sur l'horticulture et l'élevage, probablement des camélidés, tels que des lamas ou guanacos, avec des niveaux de productivité significatifs (Latcham, 1930, *in* Comisión Verdad Histórica y Nuevo Trato, 2003)⁴⁵. Aujourd'hui ils pratiquent une économie qui ne pourrait pas se nommer strictement traditionnelle ni moderne, car elle possède des caractéristiques issues des deux modèles. L'instauration du modèle économique néolibéral avec la conséquente arrivée d'acteurs modernisateurs sur le territoire, a transformé chaque fois plus l'économie traditionnelle Mapuche. Ce contact peut se comprendre comme une nouvelle façon d'intervenir dans la vie des communautés et être considéré aussi comme une nouvelle forme d'assimilation qui oblige les Mapuches à adopter des modes déterminés de production, de consommation et de relations économiques sur lesquels se fonde le développement de la société nationale.

6.3.2 Bref portrait du processus d'appropriation des terres Huilliches de la cordillère

Dans la province d'Osorno habitent de nombreux descendants de l'ethnie Mapuche, spécifiquement des communautés *Huilliches*. Le mot *Huilliche* (*gente del sur* : des gens qui vivent au sud) est une dénomination géographique que les Espagnols ont récupéré des indigènes qui habitaient au nord du fleuve Toltén, pour désigner les populations voisines situées au sud de ce fleuve (Molina et Correa, 1998). D'autres auteurs, tel que Ricardo Latcham, situent le territoire Huilliche dans les provinces de Valdivia, Osorno et Llanquihue (*op cit.*).

Au XVI^{ème} siècle, les Espagnols sont entrés dans la région de Los Lagos en occupant le territoire des indigènes ; ils ont fondé la ville d'Osorno (1558) et ont soumis à la population aux travaux forcés. Mais cela n'a pas duré longtemps, car en 1598 il y eut une grande rébellion Mapuche, qui réussit à expulser les Espagnols et détruire toutes les villes espagnoles au sud du fleuve Biobío, en permettant ainsi la récupération de vastes territoires et la reconnaissance des Mapuches par l'Espagne comme peuple indépendant. Suite à cela, les indigènes ont vécu de façon indépendante pendant de nombreuses années, mais dans une lutte constante pour défendre leur territoire. Cependant, à la fin du XVIII^{ème} siècle, avec le Traité des Canoës (1793), se produit la subordination de la population Mapuche - Huilliche au régime colonial espagnol. Par l'intermédiaire de ce traité, les Huilliches se soumettent aux lois espagnoles, ils permettent l'installation de missions évangélistes et cèdent des terres pour l'établissement espagnol. À la suite de ce pacte s'établit une zone d'occupation espagnole et une autre Huilliche. La zone indigène comprenait le territoire à l'ouest de la confluence entre les fleuves Rahue et Damas vers la côte, au nord le fleuve Bueno et au sud le fleuve Maipue; tandis que la zone qui restait pour les Espagnols se situait à l'est de la confluence. À partir de ce traité le Huilliche devra s'habituer à comprendre son territoire avec une nouvelle forme et une taille très réduite (Figure 64).

⁴⁴ Volumen 3 – Anexo Tomo III

⁴⁵ Capítulo tercero, Los Huilliches del sur



Figure 64 : Territoire Mapuche-Huilliche dans la cordillère littorale continentale, après le Pacte des Canoës (*Pacto de las Canoas*), 1793 (Source: Approximation élaborée par l’auteur à partir d’Informe de la Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato, 2003).

Les titres de Comisario

Lors de l'incorporation de la ville d’Osorno à la naissante République du Chili, en 1820, l’État chilien commence à exercer son action gouvernante dans la zone sud du pays, et parmi les principales actions effectuées dans l’administration du territoire, il y a le début d’un processus de délimitation des terres indigènes et fiscales : les terres en friche seraient considérées comme fiscales. Pour cela, on a dû reconnaître la “propriété indigène” – dans la perspective de l’État chilien – donnant ainsi naissance à la figure légale des *Títulos de Comisario* (titres de commissaire), par laquelle on reconnaît, entre 1824 et 1832, comme terres Huilliches celles qu’ils dominèrent vers la fin de la Colonie, qui furent gouvernées par les caciques et sur lesquelles a existé une résistance à la domination espagnole pendant les XVII^{ème} et XVIII^{ème} siècles. Ainsi, beaucoup des titres remis aux Huilliches correspondent à la zone de la cordillère d’Osorno d’aujourd’hui. Quelques titres de commissaire (de caractère communautaire), se subdivisent peu à peu en de nouvelles formes légales de possession de la terre, tels que les *Títulos de Jefe* (titres de juge) à partir de 1830 et les *Títulos de Alcalde* (Titre de Maire) dans les années 1840, qui donnent des terrains aux individus ou aux familles indigènes, les deux titres contribuant à la génération de la petite propriété successorale.

L'usurpation par les particuliers chiliens et les colons européens

Parallèlement à la remise de ces titres, se produit aussi l'aliénation progressive du territoire des Huilliches jusqu'au début du XX^{ème} siècle. Cette perte de territoire est due à l'action de particuliers sans scrupules, chiliens ou colons européens, qui acquièrent des terrains indigènes au moyen d'achats, de locations trompeuses et litiges frauduleux, processus qui conduisent à la formation de grandes propriétés particulières et qui consolident finalement l'expansion de la grande propriété terrienne (latifundiaire) sur la cordillère d'Osorno, ce qui est à l'origine du conflit pour la terre entre les communautés indigènes de la zone et les particuliers (Molina et Correa, 1998).

A cette époque, le gouvernement chilien décide d'encourager un processus de colonisation étrangère, afin d'améliorer les conditions économiques de la zone sud. Dans ce contexte, une fois que les délimitations entre les terrains fiscaux et indigènes ont été réalisées, des terres ont été fournies aux colons, mais elle n'incluaient pas les espaces occupés par Huilliches avec de titres de commissaires, de sorte que le territoire qui correspond au massif de la Cordillera de la Costa est resté exclu de la colonisation (*op cit.*).

Les premiers colons commencent à arriver dans la province d'Osorno entre 1850 et 1860, période pendant laquelle ils s'établissent sur les aires qui leur étaient destinées – spécialement dans des secteurs aux alentours d'Osorno et du lac Llanquihue. Cependant, à partir de là, commence l'expansion de la grande propriété foncière des colons vers les terres huilliches de la Cordillera de la Costa, en employant les mêmes formes d'appropriation trompeuse que les particuliers chiliens (*op cit.*).

D'après Molina et Correa (1998) au cours de ce processus d'attribution se constituent de vastes propriétés (*fundos*) où deux grandes étapes peuvent être distinguées : la première, qui débute en 1840 avec les européens Kindermann et Renous, qui s'approprient presque toute la Cordillère de la Costa d'Osorno. La deuxième se caractérise par l'appropriation et transfert de terres huilliches par plusieurs particuliers et s'étend dès 1870 jusqu'aux années 1900 sur la Cordillère de la Costa – en récupérant même des terres de Kindermann et Renous, qui vendent en 1892 – et s'étendant, en plus, vers la dépression intermédiaire (*op cit.*).

Comme résultat de ces actions d'appropriation des terres indigènes entreprises par des Chiliens et des colons, commence la formation de la grande propriété terrienne, que l'on peut apprécier sur la Figure 65 de la façon dont elle se configurait à la fin du XIX^{ème} siècle, sur les terres huilliches de la commune de San Juan de La Costa.

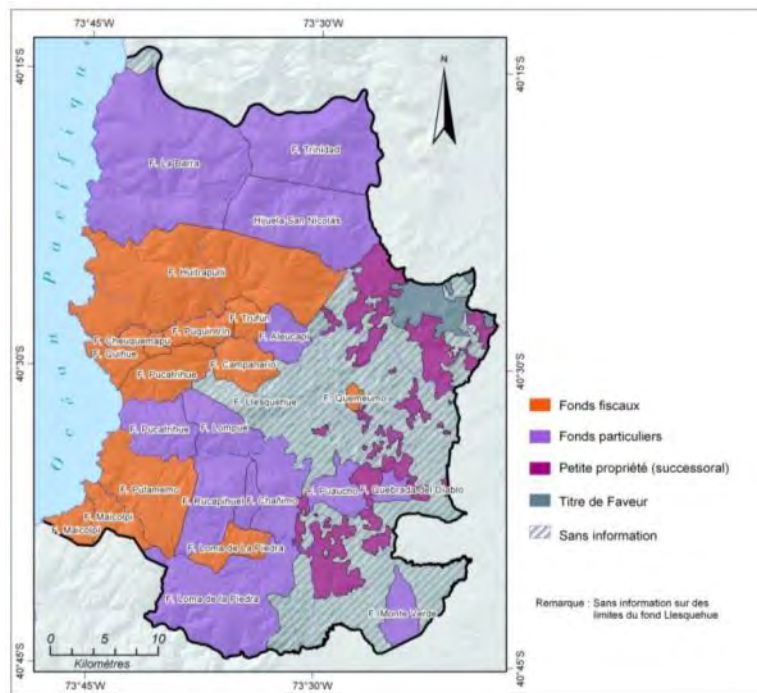


Figure 65 : Formation des grandes propriétés foncières particulières à partir des terres huilliches à la fin du XIX^{ème} siècle. Des Titres de Faveur et successions. Commune de San Juan de La Costa (Source : Numérisé, géoréférencé et adapté à partir de Molina et Correa, 1998).

Les Títulos de Merced

Une commission pour l'établissement des indigènes (*Comisión Radicadora*) commence à fonctionner dans les territoires huilliches de la province pendant la première décennie du 20^{ème} siècle. Elle avait pour objectif de reconnaître et remettre des terres aux communautés huilliches qui le désirent, au moyen de la concession de *Títulos de Merced* (titres de faveur). La remise de ces titres se réalisait dans le cadre des lois promulguées en 1866 et 1883. Cependant, dans la pratique, on a remis des titres aux familles ou aux communautés non pas sur les terres qu'occupaient ancestralement les indigènes à l'intérieur des grandes propriétés terriennes (latifundiums) particulières, mais sur de petites portions de terre (de très mauvaise qualité) en dehors des latifundiums afin de limiter les conflits pour la terre. Quelques indigènes n'ont pas accepté les terres offertes et ont préféré se maintenir sur des terrains particuliers alors que d'autres ont accepté le déménagement car ils vivaient entassés dans des conditions de pauvreté (Molina et Correa, 1998). Ce processus d'enracinement fut restreint seulement à une petite portion de territoire, notamment sur l'aire un nord-est (Figure 65).

Ainsi, au début du XX^{ème} siècle, la remise des titres de Merced et la remise de titres individuels, produit de la subdivision d'héritages (et leur inscription dans un Registre de Propriétés), ont consolidé la petite propriété huilliche de la zone littorale de la province (minifundium). Cette subdivision de la petite propriété de la terre et l'accroissement démographique des familles qui profitaient des terrains communs (Molina et Correa, 1998), a conduit à ce qu'au début du XX^{ème} siècle la plupart des Huilliches aient vécu dans l'indigence ; la division, la réduction et la perte des terres huilliches ainsi que l'augmentation naturelle de la population sur des terrains très réduits et d'un sol de mauvaise qualité, ont conduit les indigènes à

ne pas pouvoir produire leur nourriture dans leurs sols, la plupart d'entre eux possédaient des terres en commun ce qui provoquait des controverses et disputes continues pour la succession et l'exploitation du sol (Molina et Correa, 1998 ; Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato, 2003).

La Loi de Propriété Australe

L'assainissement de cette propriété se produira à partir des années 1930, lorsque la *Ley de Propiedad Austral* est édictée. Elle oblige les particuliers à valider devant le Fisc les titres de domaine sur la propriété rurale. L'une des principales conditions requises pour valider les titres, était de posséder matériellement les terrains directement soi-même, ou par l'intermédiaire d'une autre personne à son nom. Dans presque tous les cas des terres particulières, les Huilliches pouvaient démontrer une possession matérielle de la terre, mais pas les grands propriétaires terriens, c'est pourquoi, afin de se sauver de cette situation et obtenir le titre du fisc, les grands propriétaires déclaraient les occupants ancestraux en tant que locataires ou travailleurs de leurs terres.

Dans la province d'Osorno des terres qui provenaient des terrains indigènes furent reconnues propriété de particuliers, cependant, pour quelques autres particuliers la validité des titres fut refusée, et ces terrains inscrits au nom du fisc lorsque les propriétaires n'avaient pas réussi à accréditer la possession matérielle, ou quand les terrains étaient abandonnés et occupés par des indigènes.

Par exemple, en 1948 on a refusé la revalidation de titre sur une propriété dénommée *La Barra* (de la Succession Herquiñigo), terrain occupé par des familles huilliches qui avaient le Titre de Commissaire depuis 1827. On n'a pas non plus reconnu la validité de la propriété *Llesquehue*, qui avait une surface de 66 262 hectares et qui se trouvait inscrite en faveur de particuliers (Succession de Ricardo Bustos), territoire qui concentrait plusieurs communautés huilliches (Informe de la Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato. Chapitre II, *op cit.*). Pourtant, la résolution la plus importante fut celle qui refusa en 1970, la validité des titres sur le *Conjunto Hacienda Pucatrihue* (à Rodolfo Blanco Werner), qui se composait des propriétés *Quihue*, *Trufún*, de *Cheuquemapu*, *Puquintrín* et *Campanario*, toutes occupées ancestralement par des communautés huilliches. Dans ce cas, fut reconnue seulement la validité du titre sur la propriété *Aleucapi*, occupée par la communauté huilliche *Aucamapu*. Également en 1970, on refusa (à Germán Mollenhauer) la validité des titres sur la propriété *Huitrapulli* ; le fisc l'inscrit à son nom en 1976 et ajoute également à la liste *Pulamemo* et *Quemeumo*, toutes occupées par des communautés (Molina et Correa, 1998 ; Informe de la Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato. Chapitre II, *op cit.*) (Figure 65).

La Réforme Agraire

Pendant le processus de réforme agraire menée entre 1962 et 1973, qui visait à améliorer les niveaux de production rurale à partir de la modification du système de la propriété terrienne, la *Corporación de Reforma Agraria* (CORA) expropria des terrains particuliers sous prétexte qu'ils étaient abandonnés ou mal exploités. Ils correspondaient de préférence à de grandes propriétés forestières situées sur la cordillère de la Costa et occupées par des communautés huilliches. Par exemple, parmi ces terrains se trouvait la propriété *Trinidad* et *La Barra* sur la cordillère, et *Cuenco-Monte Verde* et *La Cumbre* (ou *Quebrada de Diablo* de la communauté Manquel - La

Cumbre), situées dans la précordillère. L'expropriation du latifundium *Potrero Cuinco-Monte Verde* s'est produite en 1972, et bénéficia principalement les locataires, parmi lesquels il y avait quelques huilliches. La grande propriété *La Cumbre* fut également expropriée par la CORA en 1972, à pétition de la communauté huilliche héritière de la communauté Manquel, qui habitait et travaillait les terres. De plus, les propriétés *La Barra et Trinidad* ont également été expropriées, dans la commune de San Juan de la Costa, et au sud la propriété *Cordillera Río Blanco*. Cependant, une caractéristique commune à toutes ces expropriations fut la conservation du domaine légal de la terre par la CORA, en remettant les terrains aux communautés seulement pour l'exploitation économique (Molina et Correa, 1998 ; Informe de la Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato, 2003.)

Pendant la dictature : la Contre-réforme

Après le coup d'État en 1973, le processus de récupération de terres et de réforme agraire s'est arrêté, les organisations paysannes et indigènes furent fortement réprimées et affaiblies ; les expropriations des grandes propriétés terriennes et une grande part des terres expropriées et récupérées par les Huilliches retournent aux propriétaires particuliers, alors qu'une autre part importante se maintient aux mains du fisc.

La politique agraire du régime militaire à partir de 1973, au sujet des terres expropriées par la CORA, s'est caractérisée dans la cordillère de la Costa d' Osorno par la restitution partielle ou totale des terrains expropriés à leurs anciens propriétaires ou la remise et l'adjudication des terres aux nouveaux particuliers ou aux entreprises. Dans d'autres cas les terrains au pouvoir de la CORA furent cédés aux organismes de l'État. Dans la province d'Osorno, la majorité de terrains expropriés, avec des communautés huilliches à l'intérieur, furent rendus ou adjudiqués aux particuliers (*op cit.*).

Les latifundiums qui avaient été expropriés par la CORA retournent aux mains des particuliers ou bien aux entreprises et sociétés, notamment les terrains qui étaient passés de la CORA à la CONAF et que celle-ci adjudiqua aux particuliers. C'est le cas, par exemple, de la propriété Trinidad qui fut vendue aux enchères par la CONAF en 1983 à l'entrepreneur de bois Gottfried Von Degenfeld Shonburg (qui aujourd'hui possède une grande extension de plantations forestières), mais c'est le cas aussi du terrain de *La Barra* qui fut transféré au *Servicio Agrícola y Ganadero* (SAG ; du ministère d'agriculture) puis fut adjudiqué par enchère à Meer Hait Galaburda en 1982. Les terres qui appartenaient à l'État, dont le domaine ne fut pas revalidé par des propriétaires particuliers pendant l'application de la Loi de Propriété Australe, furent inscrites en 1976 au nom du ministère des Biens Nationaux, même lorsqu'elles étaient habitées dans leur totalité par des familles huilliches. C'est le cas des fundos *Huitrapulli, Trufûn, Cheuqemapu, Quihue, Puquintrín, Pucatrihue, Campanario, Pulamemo, Quemeumo* et *Llesquehue* (*op cit.*).

Le retour à la démocratie

Avec le retour à la démocratie, on a cherché à répondre aux exigences du monde indigène. En 1993 on promulgue une nouvelle loi indigène et en 2001 fut créée le rapport de la *Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato*. L'objectif de ce rapport était de comprendre les revendications territoriales autochtones à travers l'histoire des relations entre les peuples autochtones, l'État chilien et la société. Bien qu'il ait omis d'aborder plus clairement les abus commis par des particuliers au début du XX^{ème} siècle – avec le consentement de l'Etat –, ce rapport est une

avancée importante vers la reconnaissance et l'écoute des revendications des peuples autochtones. Avec la promulgation de la Loi Indigène 19 253 de 1993 on crée la *Corporación Nacional de Desarrollo Indígena* (CONADI)⁴⁶ qui est l'institution de l'Etat relevant du Ministère de Développement Social, responsable de la promotion, la coordination et la mise en œuvre, de « *l'action de l'État en faveur du développement des personnes et des communautés, en particulier dans les domaines économique, social et de la culture et de promouvoir leur participation à la vie nationale* » (Article 39). La loi a établi la création d'un *Fondo de Tierras y Aguas Indígenas* (fonds de terres et d'eaux indigènes), destiné à la résolution de conflits de terres moyennant l'achat des terrains pour des communautés mapuches. Parallèlement, en 1994 un accord a été signé entre le Ministère de Biens Nationaux et la CONADI, destiné à céder les terrains fiscaux aux communautés mapuches. C'est ainsi qu'à partir de cette nouvelle législation, on a cédé aux communautés huilliches, les propriétés fiscales *Quihue*, *Pucatrihue*, *Cheuquemapu*, *Trufún*, *Puquintrín*, *Huitrapulli*, *Loma de La Piedra* et une partie de *Pulamemo*, de plus l'Etat a acheté pour les indigènes les propriétés *Aleucapi* et *La Cumbre* (Quebrada del Diablo) (Figure 66).

Ainsi et en accord avec Molina (1998), il est possible de distinguer au moins cinq catégories d'occupation huilliche actuelle dans le territoire dans la commune :

- communautés successorales d'une origine historique (petite propriété)
- communautés des possesseurs de Titres de Faveur
- communautés huilliches qui occupent des fonds fiscaux
- communautés huilliches qui occupent des fonds particuliers
- territoires indigènes régularisés (cédés à partir de 1994)

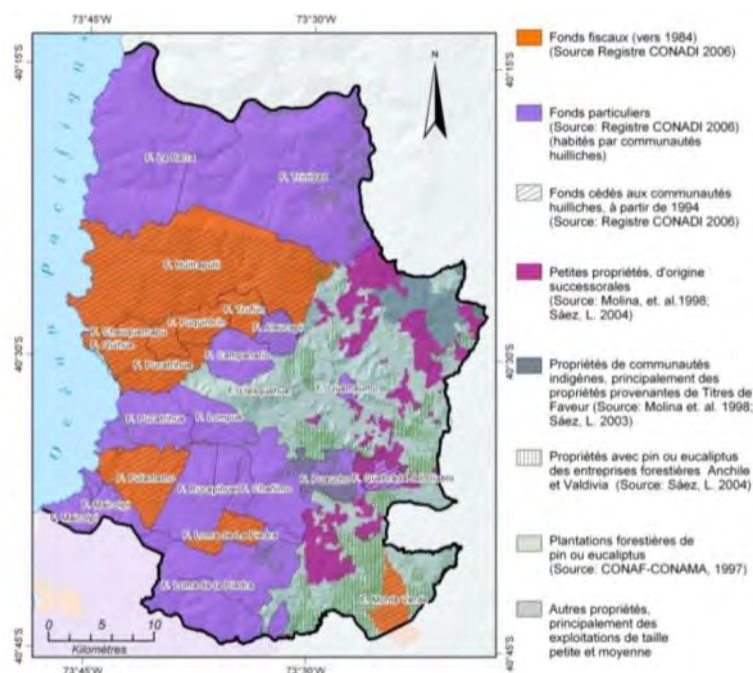


Figure 66 : Configuration actuelle de la propriété dans les terres Huilliches. Commune de San Juan de la Costa.

⁴⁶ Ministerio de Planificación y Cooperación, 1993. Ley 19253 : Establece normas sobre proteccion, fomento y desarrollo de los indigenas, y crea la Corporacion Nacional de Desarrollo Indígena. Disponible sur <http://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=30620> (consulté le 30 août 2013).

6.3.3 Association indigène Mapu Lahual

Certaines organisations non gouvernementales (ONG) et groupes organisés de citoyens sont devenus très importants pour le développement local et la promotion de la gestion durable de la forêt et l'environnement de la zone d'étude. Un exemple à souligner est le cas de la *Coalición por la Conservación de la Cordillera de la Costa* (Coalition pour la préservation de la Cordillère de la Costa), un groupe de citoyens qui à partir d'une base scientifique et multiculturelle se consacre à la promotion et la protection des valeurs environnementales et culturelles de la Cordillère de la Costa de la Région de Los Lagos. Parmi leurs réalisations plus notables se trouve le fait d'avoir encouragé la modification d'un projet de construction d'une route qui aurait parcouru la cordillère, au lieu d'un tracé plus orienté au tourisme durable : une route panoramique avec moins d'impact sur la protection de la biodiversité et nouvelles normes pour la protection d'aires forestières.

Une autre initiative très importante, formée avec l'appui des ONG, et qui peut avoir un impact décisif sur l'avenir de la forêt et de ses habitants, est *Mapu Lahual*. Il s'agit des communautés Huilliches du sud de l'aire d'étude, qui se sont regroupées dans l'Association *Mapu Lahual*, une association indigène légalement formée en 2002. Son objectif est de travailler pour le développement des communautés *alerceras*⁴⁷ Mapuche-Huilliches de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno. L'Association est composée de neuf communautés sur un territoire couvrant une superficie d'environ 60 000 hectares de forêts natives⁴⁸ (Figure 67).

En parallèle, l'association a créé en 2010 la *Cooperativa Mapu Lahual Williche* une entreprise coopérative communautaire dont le but est d'améliorer la commercialisation des produits locaux et de promouvoir l'indépendance économique du territoire.

⁴⁷ C'est-à-dire « ceux qui exploitent l'Alerce ».

⁴⁸ (Source : World Wildlife Fund, disponible sur <http://chile.panda.org>, consultée le 30 décembre 2013)



Figure 67 : Zone d'influence de l'association Mapu Lahual et distribution des communautés mapuches. Cordillera de La Costa, province d'Osorno (Source : Cárdenas, 2006 ; Base de données de communautés, obtenue directement du Bureau CONADI – Temuco, 09/Nov/2009).

Mapu Lahual a reçu, tout au long de son développement, le soutien continu de la World Wildlife Fund (WWF), dans des actions pour améliorer la gestion de l'environnement, pour renforcer les moyens de subsistance durables des communautés, la conservation de la biodiversité de son territoire et le développement de l'écotourisme comme une stratégie de conservation.

Dans l'ensemble, en collaboration avec la CONAF, l'association a réussi à créer un réseau de parcs indigènes qui protègent quelques 1 000 hectares de forêts et qui sont la base pour les initiatives d'écotourisme communautaire. Ils permettent à la population locale de percevoir des revenus supplémentaires à partir du tourisme. Le soutien de professionnels de la CONAF a permis d'améliorer la mise en œuvre des réglementations forestières et on espère que la collaboration des populations locales contribue à la protection des forêts natives. Du point de vue financier, l'association a reçu de l'aide du Fondo Bosque Templado, qui est une initiative conjointe de l'ONG *Comité Nacional Pro Defensa de la Flora y Fauna* (CODEFF) et de la WWF.

6.3.4 Les principales institutions publiques régionales liées à la forêt

Les acteurs institutionnels, avec le Gouvernement régional (GORE) en tête de l'administration de l'Etat dans la région, ont une incidence sur la forêt à travers plusieurs services publiques régionales, utilisant des instruments tels que la loi de la forêt, la loi indigène, des plans de gestion du territoire, des programmes d'aide sociale et d'encouragement, et des conseils technique, etc.

Ci-dessous, les principales institutions publiques qui ont d'une façon ou d'une autre un certain impact sur la dynamique de l'utilisation/occupation du sol, et notamment sur la forêt, sont

indiquées. Il s'agit des services situés dans la région, qui font partie des politiques et des stratégies politiques du GORE (Tableau 8).

Sigle	Institution	Mission
BBNN	Ministère des Biens nationaux	<p>Le MBN administre et gère tout le patrimoine fiscal de la nation. Il maintient un inventaire des propriétés foncières de l'état et élabore, en coordination avec d'autres organismes de l'Etat, les politiques d'utilisation du territoire fiscal.</p> <p>Le ministère, depuis les années 1990, a été activement impliqué dans la remise des terres aux quelques communautés Mapuches de la zone d'étude en donnant des terres fiscales.</p>
CONADI	Corporation Nationale de Développement Autochtone	<p>La CONADI a été fondée en 1993 avec la nouvelle loi indigène et dépend administrativement du Ministère du développement social. Il s'agit d'un organisme public chargé de promouvoir, coordonner et mettre en œuvre la politique indigène, compte tenu des fonds et des programmes pour la restitution de la propriété de la terre et de l'eau, le renforcement et le développement culturel des peuples autochtones. La CONADI reconnaît les communautés indigènes de la zone d'étude comme appartenant à l'ethnie Mapuche-Huilliches. CONADI a, entre autres fonctions, celle de promouvoir l'utilisation appropriée des terres autochtones, assurant ainsi l'équilibre écologique, économique et social de ses habitants à travers le Fonds de développement autochtone.</p> <p>Pour atteindre ces objectifs, la Corporation a un certain nombre de programmes et de subventions, à travers desquels ont été soutenus et financés plusieurs projets, tels que l'accès à des instruments de développement économique, programmes d'éducation, de formation, d'assistance technique et des conseils dans le domaine des pratiques de subsistance productive et de la consommation. On relève également l'importance de la subvention pour la construction d'œuvres d'irrigation et / ou drainage, la protection du patrimoine culturel autochtone ; mais un des programmes les plus importants est la subvention pour l'achat de terres. Il existe environ 39 bureaux répartis dans tout le pays, dont la « Dirección Regional de Osorno » est celui responsable de la zone d'étude.</p> <p>La CONADI gère une importante initiative pour répondre à ses objectifs, appelée Programme « Orígenes ». Il s'agit d'un outil pour intervenir et soutenir les sujets en lien avec la culture, le patrimoine et les types de relation des communautés autochtones avec la nature. Le Programme est exécuté par l'INDAP et CONAF et financé par la Banque Interaméricaine de Développement. Dans le cadre de la mise en œuvre on trouve le « Programme de Santé et de Peuples Indigènes » (PESPI), le « Programme d'Education Interculturelle », le « Modèle Environnemental et Interculturel Andine » (MAIA) et le « Modèle Forestier Interculturel Mapuche » (MOFIM).</p>
CONAF	Corporación Nacional Forestal	<p>Entité de droit privé, créée en 1972, qui est financée au moyen des contributions fiscales (loi budgétaire nationale) dans le cadre du ministère de l'Agriculture. C'est le service des forêts de l'Etat, qui est responsable de l'administration et de l'application des lois forestières, la promotion des plantations, la lutte contre les incendies de forêt et la gestion des aires protégées. La Corporation dispose de 8 bureaux dans la région de Los Lagos, 1 bureau régional situé dans la ville de Puerto Montt, 4 bureaux provinciaux (Osorno, Llanquihue, Chiloé et Palena) et trois bureaux locaux (Futaleufú, Hualaihué et Ancud).</p>
GORE	Gouvernement régional Los Lagos	<p>Le gouvernement régional (GORE) est en charge de la direction de la région de Los Lagos et il y en a un dans chacune des régions du Chili. Il vise au développement social, culturel et économique de la région. Dans</p>

		l'exercice de ses fonctions, le gouvernement régional possède une personnalité juridique de droit public et dispose de ses propres actifs. Les fonctions générales du gouvernement sont de développer et d'approuver les politiques, plans et programmes dans la région, qui doivent être conformes à la politique nationale de développement et au budget national. La loi stipule que les fonctions des GORE devraient s'appuyer sur la participation effective de la communauté régionale et la préservation et l'amélioration de l'environnement, en adoptant des mesures en accord avec la réalité de la région.
INDAP	Institut de développement agricole	<p>L'INDAP est un service du ministère de l'Agriculture qui vise à promouvoir et soutenir le développement productif et durable de l'agriculture paysanne. Ses programmes et services sont orientés à promouvoir le développement technologique des petits paysans pour améliorer leurs commerce, affaires et capacité d'organisation. Les programmes de soutien au développement des petits producteurs se fondent notamment sur des activités de développement de la production à travers l'aide financière et le conseil technique-productif. L'Institut possède des bureaux dans presque toutes les communes de la région de Los Lagos. Pour la zone d'étude, il y a un bureau pour la commune de Purránque et un autre bureau partagé entre les municipalités de San Juan de la Costa et Río Negro.</p> <p>L'un des programmes présents dans la zone d'étude est le PRODESAL (Programme de développement local). Il s'agit d'un programme d'INDAP qui est de préférence mis en œuvre par les municipalités. L'INDAP transfère des ressources financières par le biais d'un accord de collaboration et il est complété également par des ressources fournies par les mêmes municipalités. Parmi les projets réalisés dans le cadre de ce programme, il y a ceux qui promeuvent et renforcent la connaissance des familles mapuches sur le potentiel culturel et économique des forêts indigènes ou des plans pour une foresterie communautaire durable et l'utilisation des produits non ligneux de la forêt.</p>
MDS	Ministère du Développement social	La mission du ministère est de contribuer à la conception et la mise en œuvre des politiques, plans et programmes de développement social, en particulier celles qui visent à éradiquer la pauvreté et assurer une protection sociale à des personnes ou des groupes dont la promotion de la mobilité sociale et l'intégration sont vulnérables.
MMA	Ministère de l'Environnement	<p>Le ministère de l'Environnement du Chili est l'organisme responsable de la conception et de la mise en œuvre des politiques, plans et programmes en matière d'environnement, de protection et de conservation de la biodiversité et des ressources naturelles renouvelables, de l'état de l'eau, et il promeut le développement durable et sa réglementation juridique.</p> <p>Le ministère a entrepris des projets dans la région de Los Lagos – financés avec le <i>Fondo de Desarrollo Regional</i> (FNDR) –, visant à un développement durable, à la promotion des meilleures pratiques et l'amélioration de l'éducation publique en matière d'environnement. Par exemple dans la province d'Osorno sont menés actuellement des projets pour promouvoir de meilleures pratiques dans la gestion du bois de chauffage sec.</p>
MOP	Ministère des Travaux publics	Le MOP est l'organisme responsable de la prestation et de la gestion des travaux et des services d'infrastructure pour la connectivité, protection du territoire et des personnes, des bâtiments publics et l'utilisation optimale des ressources en eau. Il s'agit d'une entité publique d'une grande importance, puisque, à travers ses œuvres il laisse des traces importantes dans le paysage.

SAG	Service de l'agriculture et de l'élevage	C'est l'agence officielle de l'Etat dans le cadre du Ministère de l'Agriculture, chargée de soutenir le développement de l'agriculture, de la sylviculture et de l'élevage, grâce à la protection et à l'amélioration de la santé des animaux et des plantes. Parmi les mesures spécifiques relatives à la foresterie on trouve, par exemple, le contrôle de la santé des ressources forestières et la certification pour l'exportation de produits forestiers.
SERNATUR	Service national du tourisme	Le SERNATUR est l'organisme public chargé de promouvoir et de diffuser le développement du tourisme au Chili. Il a un bureau régional dans chaque région et des organismes locaux, comme c'est le cas de la province d'Osorno. Il applique la politique nationale de tourisme par la mise en œuvre de plans et programmes visant à encourager la concurrence et la participation du secteur privé, la promotion du tourisme et la diffusion des destinations touristiques. Dans la Cordillère de la côte de la province d'Osorno, le SERNATUR a entrepris des initiatives avec les communautés locales, visant principalement à diagnostiquer les déficiences et chercher à améliorer les normes de tourisme.

Tableau 8 : Acteurs institutionnels de la Région de Los Lagos ayant une incidence sur la forêt.

Les municipalités

Selon la loi chilienne, les municipalités sont des corporations publiques autonomes dotées de la personnalité juridique et de ressources propres, leur but est de répondre aux besoins de la communauté locale et d'assurer sa participation au progrès économique, social et culturel des communes concernées.

Les trois municipalités de la zone d'étude (San Juan de la Costa, Purranque et Río Negro) apportent un soutien social à la population, réglementent les secteurs urbanisés et sont responsables de la santé et de l'éducation primaire. Elles peuvent être considérées comme des acteurs locaux, puisqu'elles sont installées à l'intérieur de la commune et sont les institutions les plus proches de la population locale. Parmi leurs objectifs figurent aussi ceux de préserver, de conserver et de protéger l'environnement et les ressources naturelles, la faune et les animaux domestiques, et aider à maintenir l'équilibre écologique en conformité avec les lois régissant ce sujet. Pour atteindre ces objectifs, les municipalités interagissent parfois également avec d'autres institutions de l'Etat pour exécuter efficacement certains programmes. C'est le cas par exemple du programme PRODESAL d'INDAP, qui est couramment mis en œuvre par les municipalités (Tableau 8).

Au cours des deux dernières décennies, elles ont de plus en plus fait la promotion du développement de micros entreprises et des entreprises familiales, notamment axées sur le tourisme rural, les considérant comme une manière d'augmenter les revenus et de protéger la forêt. Dans ce but, les municipalités ont financé des projets d'investissement sur les infrastructures et équipements de point de vue panoramique, amélioration de l'accès aux attraits touristiques, etc.).⁴⁹

⁴⁹ Sur les sites internet respectifs de chacune des municipalités, on peut trouver quelques documents et plans indiquant l'intérêt pour le développement et la promotion du tourisme. <http://www.sanjuandelacosta.cl/>; www.rionegrochile.cl; et www.purranque.cl (Consultées le 14 janvier 2014).

Les grandes entreprises forestières

Les grandes entreprises forestières correspondent à quelques sociétés chiliennes et étrangères qui occupent des espaces de plantations forestières de pins et d'eucalyptus. La société étrangère présente dans la zone d'étude est Forestal Anchile, qui occupe environ 450 hectares de plantations, bien que dans la province d'Osorno elle possède de plus vastes superficies, et qu'au Chili elle dispose d'un patrimoine forestier d'environ 52 mille hectares de plantations en *Pinus radiata* et *Eucalyptus spp.* (SmartWood, 2004). Anchile est une filiale de la *Daio Paper Corporation*, le troisième plus grand fabricant de papier japonais et l'une des plus importantes à l'échelle internationale. A proximité de la zone d'étude (dans la précordillère) sont installées d'autres grandes entreprises, telles que certaines filiales du groupe économique chilien *Angelini* (Celulosa Arauco y Constitución S.A.) et le groupe *Nueva* (MASISA S.A.). La société *Agrícola y Forestal Degenfeld Limitada*, est également importante, il s'agit d'une entreprise de la Région de Los Lagos consacrée à la foresterie mais aussi à l'agriculture et à l'élevage. Elle possède environ 1 100 ha des plantations d'eucalyptus et de pins au nord de la zone d'étude⁵⁰, au sein d'une propriété foncière qui s'étend au-delà de la zone d'étude, et est évaluée par le *Servicio de Impuestos Internos*⁵¹ à US\$ 1 700 514.

Les universités

Le rôle des universités n'est pas négligeable, puisque certaines des études qu'elles ont réalisées ont contribué à soutenir des décisions de l'État en matière de gestion et législation forestière. On remarque surtout le rôle de deux universités publiques principales, l'une régionale : l'Universidad de Los Lagos et l'autre de la région voisine, l'Universidad Austral de Chile (Region de Los Ríos), qui étudient tant les aspects du système naturel que des champs socio-économiques et culturels. Il est à noter que des universités de régions plus éloignées ont aussi mené d'importantes recherches sur la forêt de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno, notamment l'Universidad de Concepción et l'Universidad de Chile (de Santiago).

⁵⁰ Ces chiffres de surface ont été obtenus directement à partir du siège CONAF en Août 2008.

⁵¹ Equivalant au Trésor Public (www.sii.cl, consultée le 9 décembre de 2013)

PARTIE 3

LA MODELISATION : DONNEES, METHODES ET CONCEPTS

Chapitre 7. La modélisation de l'occupation et de l'usage du sol

La nécessité d'anticiper les conséquences des phénomènes sociaux et environnementaux à différentes échelles d'espace et de temps, a conduit les scientifiques à explorer les changements dans l'occupation/utilisation des sols et à construire des modèles de comportements et de formes du paysage et de l'environnement, afin d'améliorer la compréhension des causes et des conséquences des phénomènes naturels et anthropiques sur les écosystèmes et les services qu'ils rendent à la société (Verburg *et al.*, 2004a ; Paegelow *et al.*, 2008 ; Liu et Deng, 2010).

La modélisation repose sur la conceptualisation et l'exploration du comportement des objets et des processus et interactions des systèmes étudiés, elle est un moyen pour mieux comprendre le système et de formuler des hypothèses au sujet de leur comportement (Mulligan et Wainwright, 2004, p.8). Du point de vue géographique, aujourd'hui, plusieurs modèles cherchent à reproduire les comportements du changement d'occupation/utilisation du sol et à simuler leur dynamique en fonction de scénarios hypothétiques (Houet *et al.*, 2008). Le développement de l'informatique, de la technologie de l'information géographique et la disponibilité et la qualité de l'information géographique, ont fortement contribué à faciliter une modélisation spatialement explicite de la dynamique d'usages du sol. Les données provenant des satellites d'observation de la Terre, de plus en plus accessibles, sont des outils clés pour la modélisation de la dynamique du sol, ils nous permettent d'avoir des informations de différentes parties de la planète, sur la structure spatiale d'un paysage à différents moments dans le temps, alors que la plupart des processus qui se produisent dans les écosystèmes sont difficiles à observer directement sur le terrain, et coûteuses.

7.1 La modélisation dans la géographie

Depuis la fin du siècle passé, l'usage des modèles en géographie – ainsi que dans d'autres disciplines – se développe dans le but de comprendre et de modéliser le fonctionnement et les dynamiques spatiales. L'approche modélisatrice en géographie, avec le développement de l'informatique et la technologie d'information géographique, constitue aujourd'hui très souvent une pratique d'analyse (Bosque Sendra, 2005). Toutefois, l'approche modélisatrice a des racines anciennes, puisque des économistes comme Von Thünen au début du XIX^{ème} siècle et Weber au début de XX^{ème} l'utilisent dans leurs travaux sur la localisation des activités économiques dans l'espace, en influencent fortement la géographie. Alors que le premier auteur a privilégié le rôle de la distance dans la localisation de l'occupation agricole du sol, le second privilégie l'interaction entre les lieux dans le phénomène d'industrialisation. Postérieurement, le géographe allemand Walter Christaller, à travers de sa théorie des lieux centraux et leurs zones de marché hexagonales, explique en 1933 la régularité de la disposition des villes et de leur organisation en réseaux hiérarchiques en utilisant un modèle de localisation spatiale optimale de noyaux urbains à niveau régional.

Toutefois, on peut dire que la démarche modélisatrice commence à s'assimiler comme part d'un nouveau paradigme au sein de la géographie vers le milieu du XX^{ème} siècle et est fondée notamment sur l'analyse spatiale, qui se centre sur l'étude des éléments de l'espace en mettant l'accent sur des formes spatiales (statique). A la fin des années 1960 l'intérêt se déplace vers certains aspects dynamiques des processus spatiaux, avec un accent particulier porté sur des

questions telles que la diffusion spatiale, le comportement spatial, la cartographie mentale et les systèmes urbains (Murayama et Thapa, 2011, p.2).

Des années 1950 à 1970, la production de modèles en géographie augmente, mais la modélisation de la dimension temporelle de l'espace n'est pas encore au centre des développements. Les concepts clés qui commencent à devenir pertinents pour la modélisation sont la mesure, la distance, les nœuds, les réseaux, la hiérarchie, le mouvement, les continuités : «L'analyse spatiale accorde la plus grande importance à l'étude des distances, des proximités, des contiguïtés, des barrières, des sauts, des chemins. Elle inclut l'analyse des réseaux » (Brunet, *et al.*, 1993, p.32). L'intérêt de ces modèles, influencés aussi par l'approche systémique, est de comprendre pourquoi les distributions spatiales sont structurées d'une certaine façon et pourquoi leurs formes et leur intensité varient d'un endroit à l'autre, en étant toujours à la recherche des lois qui permettaient une certaine prédiction.

A cet effet, la distribution spatiale est comprise comme la fréquence d'occurrence d'un phénomène sur l'espace. Du concept de distribution spatiale, dont la nature dépend de l'échelle à laquelle telle distribution est observée, découle le concept de structure spatiale et de processus spatiaux (Chorley et Haggett, 1971). La structure spatiale est l'organisation interne d'une distribution, et elle est configurée conformément à la localisation de chaque élément par rapport à chacun des autres, mais aussi à la localisation de chaque élément par rapport à tout l'ensemble. Les processus spatiaux se rapportent aux mécanismes qui produisent les structures spatiales des distributions spatiales (*op cit.*).

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) avec la Télédétection – ou plutôt la Géomatique – sont de nouvelles technologies qui ont amplifié les compétences de la géographie et qui constituent des méthodes et techniques plus avancées pour la compréhension de l'espace géographique ; ainsi au cours des dernières années, les modèles ont pu être appliqués dans plusieurs cas, dans le but de relier les structures du mouvement spatial et temporel avec les sciences de la complexité, en intégrant des éléments aléatoires (Buzai, 2011, p.41). Cet auteur remarque qu'en géographie, depuis la fin du XXème siècle jusqu'à nos jours, s'est consolidée une perspective d'analyse de la réalité qu'il dénomme – en évoquant à Dobson (1983) – géographie automatisée (*automated geography*). Cette géographie automatisée selon Buzai s'appuie sur la géo-technologie qui pourrait être définie comme l'ensemble des outils d'analyse spatiale qui sont basés sur le traitement automatique de données à travers le calcul.

7.2 Le modèle et la modélisation

Comme dans de nombreux domaines de la science, pour lesquels l'accès ou l'expérimentation sont difficiles, voire impossibles, l'étude de l'environnement et des changements dans l'occupation/utilisation des sols reposent sur des modèles. Un modèle peut être compris comme une représentation mentale construite pour reproduire le comportement d'un phénomène ou d'un objet depuis une réalité observée. Mitchell (1993) nous dit simplement que le modèle est la « *représentation de quelque chose* », toutefois on doit ajouter que cette représentation est conçue pour résoudre un problème, ou bien pour comprendre un phénomène ou un objet d'une réalité. Selon Minsky (1968), nous pouvons penser que cette représentation sera un modèle du réel dans la mesure que nous pourrions répondre à certaines questions de cet objet en observant ou manipulant la représentation.

Ces représentations sont des abstractions qui ne tiennent compte que de certaines des propriétés ou des caractéristiques qui servent un but particulier : la réalité est filtrée par notre connaissance. Ainsi par exemple, lorsque nous nous promenons dans la forêt, nous ne considérons pas la composition et la taille de chacun du total des feuilles et des insectes qui en font partie, mais au contraire nous prêtons attention seulement aux traits les plus généraux qui nous permettent de poser des hypothèses afin de choisir le meilleur chemin pour arriver sans difficulté à notre destination. C'est en ce sens, que Mulligan et Wainwright (2004, p.7) définissent un modèle comme une abstraction de la réalité et que « *cette abstraction représente une réalité complexe de la manière la plus simple qui convient aux fins de modélisation* ».

En continuant avec l'exemple, si nous regardons la même forêt depuis le sommet d'une haute élévation, nous ne distinguons pas chaque arbre que nous avons utilisé auparavant pour nous guider, mais nous percevons seulement de grandes taches de végétaux différenciés par leur texture et leur couleur. Dans les deux cas pris en exemple, nous n'avons pas tenu compte de toutes les informations présentes dans la forêt, soit parce qu'elles n'avaient pas d'intérêt par rapport au but assigné, soit parce que la façon dont l'objet se présente nous ne permet d'identifier que certaines informations. Par conséquent, un modèle ne sera pas une réplique identique à la réalité, mais plutôt une simplification, qui va dépendre de nos intérêts et objectifs, mais aussi du niveau de détail que nous pouvons observer objectivement de l'objet. Pour cela, un modèle « ... *sera influencé par les aspects du système réel et les aspects de la perception du modélisateur du système et sa pertinence pour le problème en question* » (Mulligan et Wainwright 2004, p.7-8).

La manipulation et l'évolution que nous pouvons faire de la « représentation » est ce que l'on peut appeler « modélisation », et qui est étroitement liée à la connaissance scientifique. De fait Coquillard et Hill (1997) soutiennent que poser une hypothèse – ou une série d'hypothèses –, relative à un phénomène observable et mesurable, fonde l'acte de la modélisation : « *La modélisation est la toile des scientifiques sur laquelle ils peuvent développer et tester des idées, mettre des idées en commun et voir le résultat, intégrer et communiquer ces idées à d'autres* » (Mulligan et Wainwright, 2004, p.11). Le Berre et Brocard (1997, in Paegelow, 2004, p.102) proposent une définition de modélisation que nous retiendrons, car elle semble tout à fait approprié à nos besoins de simulation spatiale :

« La modélisation est d'abord une manière de réfléchir sur les objets scientifiques, une façon de les représenter, qui s'inscrit dans l'ensemble du processus d'élaboration de la connaissance scientifique. Outre qu'elle constitue un moyen approprié pour tester des hypothèses, comprendre des situations présentes ou des évolutions passées, explorer des futurs imaginés »

Habituellement dans la modélisation scientifique, l'objet ou le phénomène à modéliser est conçu et interprété comme un système : « *La modélisation sous-entend presque toujours la notion de système* » (Langlois 2010, p.30), où le modèle joue le rôle d'un substitut pour le système. De même pour les études de modélisation LUCC, la vision de l'objet à modéliser comme un système est dominante, ainsi par exemple Veldkamp *et al.*, (2001, p.111) en étudiant la modélisation spatialement explicite du changement d'occupation/utilisation des sols, parlent du « *système d'utilisation du sol* » qui opère dans l'interface des « *systèmes social et naturel* ».

Toutefois, les modèles qui utilisent la science ne sont pas forcément très sophistiqués, ils peuvent être très simples, mais le plus important est qu'ils servent à montrer des carences dans nos connaissances et à révéler et surveiller les propriétés des systèmes (Jorgensen, 1994, *in* Coquillard et Hill, 1997).

Sur l'utilisation de modèles dans la dynamique de l'occupation/utilisation du sol et sa capacité à apporter de nouvelles connaissances, Verburg *et al.*, (2006, p.117) notent que : « ...*les modèles sont utilisés comme un outil d'apprentissage pour formaliser la connaissance. Étant donné que les expériences de systèmes de la vie réelle d'utilisation des sols sont difficiles, les modèles informatiques peuvent être utilisés comme un laboratoire de calcul qui permet de tester des hypothèses au sujet des processus de changement de l'occupation des sols* ».

7.3 Le système à modéliser : l'approche systémique de la dynamique d'occupation/utilisation du sol

Au cours des cinquante dernières années, les manières de comprendre la réalité à travers les sciences, complémentées par l'approche systémique, ont cédé la place à de nouvelles pratiques pour aborder la connaissance d'une réalité saisie comme multidimensionnelle. En outre, la complexité est de plus en plus acceptée comme inhérente à notre connaissance, puisque les émergences qui découlent des relations cachées dans l'organisation des systèmes naturels et humains, nous poussent à ne pas esquiver l'incertitude de nos projets et à chercher des niveaux hiérarchiques descriptifs suffisamment amples pour embrasser la totalité du phénomène étudié sans perdre son intégrité.

Conformément à ces évolutions, naissent de nouvelles approches méthodologiques, pour considérer l'environnement, pour le comprendre, le modéliser et proposer des alternatives pour un développement durable ; elles mettent l'accent sur la globalité plutôt que sur les parties, sur les processus plutôt que sur les finalités, sur l'organisation plutôt que sur les structures et sur l'intégration plutôt que sur la réduction, ce qui permet une attitude qui dépasse les frontières disciplinaires et tente de réduire la séparation sujet-objet.

7.3.1 L'environnement forestier comme système complexe

Quand nous pensons à la forêt, la première chose qui vient à l'esprit est un grand nombre d'arbres de différentes tailles, âges et espèces, qui changent selon les conditions du site où ils se trouvent. Mais la forêt, non seulement contient les arbres, mais est également formée par le milieu physique et d'autres êtres vivants, plantes et animaux, qui ont par ailleurs une grande variété d'attributs. Si à cet amalgame de composantes naturelles de la forêt, nous ajoutons la présence humaine, ses activités, emplacements, interventions, etc., et essayons de comprendre la façon dont sont organisés, dans l'espace et dans le temps, chacun et la totalité de ces éléments et combinaisons, la compréhension présentera de sérieuses difficultés, en particulier du fait que nous n'aurons pas suffisamment d'informations sur chacune des relations qui existent dans cet espace, ni de chacun et la totalité des types de composants.

Jusqu'aux premières décennies du XX^{ème} siècle, encore sous l'influence de Descartes, nous n'aurions essayé de comprendre cette complexité de la forêt que par la compréhension des parties plus simples, sans considérer le tout, mais en donnant des résultats sur cette totalité. Cependant dans la première moitié du XX^{ème} siècle, commence à se diffuser la pensée systémique, qui offre

une nouvelle perspective pour la compréhension d'un phénomène, conçu alors comme un ensemble composé de plusieurs parties, qui sont interconnectés ou entrelacés. Il s'agit de relations générant des propriétés émergentes qui ne sont déductibles d'aucun des éléments du système de manière individuelle, ce qui donne au phénomène un comportement en tant que « tout » (de Rosnay, 1975 ; Durand 1979 et Le Moigne, 1994, abordent en détail l'approche systémique).

Le système est le concept qui constitue la base sur laquelle repose l'approche systémique ; selon Bertalanffy (2012, p.32) le système est un « *ensemble d'éléments en interaction les uns avec les autres* ». Parmi les différentes définitions d'un système, il est courant de s'y référer comme à un ensemble de parties, de relations, avec une organisation et une globalité : « *Unité globale organisée d'interrelations entre éléments, actions ou individus* » (Morin, 1977) ou « [...] *un ensemble d'éléments en interaction dynamique, organisés en fonction d'un but* » (de Rosnay, 1975, p.101).

La complexité inhérente des phénomènes et des systèmes environnementaux

La complexité est un terme dans l'approche systémique qui s'installe pour signifier la difficulté à comprendre l'ensemble et diversité des relations – "complexes" – inhérentes à de nombreux phénomènes ou objets de notre réalité qui se présentent à nous comme flous, incertains, imprévisibles, ambigus, aléatoires, puisque l'appréhension d'une réalité se traduit pour l'observateur par un manque d'information (Donadieu *et al.*, 2003). Alors, la notion de complexité, au lieu d'être une propriété naturelle des phénomènes, implique plutôt l'imprévisibilité de l'observateur (Le Moigne, 1994). Les systèmes complexes sont souvent caractérisés par des relations non linéaires entre des composants qui changent constamment (Manson, 2001) et de nombreux auteurs soutiennent que cette complexité augmente par une diversité croissante d'éléments qui comportent différentes fonctions, et surtout par le nombre de connexions entre ces éléments et le jeu des interactions non linéaires (Voir par exemple de Rosnay, 1975, p.103-104 et Green *et al.*, 2006).

« ... *the landscape itself is a source of complexity in ecosystems. Spatial features, such as soil types, temperature and humidity gradients, topography, wind and water currents, connect sites in a landscape in many different ways. These connections form diverse patterns which influence the distributions of plants and animals. Spatial processes, such as seed dispersal and migration, provide mechanisms by which different sites in a landscape interact ecologically.* » (Green *et al.*, 2006, p.9)

Complexité d'échelles et de niveaux d'organisation d'un système

Toutes les échelles d'observations d'un système environnemental sont valides pour la connaissance, puisque souvent les phénomènes environnementaux expriment différentes manifestations de leur complexité à différents niveaux qui constituent des facettes de leur réalité multidimensionnelle, en fonction de la grandeur et la granularité auxquelles ils sont observés. En paraphrasant Levin (1992, p.1943), nous pouvons dire qu'il n'y a pas d'échelle naturelle unique à partir de laquelle des phénomènes écologiques devraient s'étudier, parce que les systèmes présentent généralement une variabilité de caractéristiques sur une gamme de d'échelles spatiales, temporelles et organisationnelles. Dans la gestion des systèmes forestiers, l'échelle est un élément qui doit toujours être considéré, car concernant les catégories de facteurs et les conséquences

sociales et environnementales du changement d'affectation des sols et la perte de forêt, des échelles allant du global au local sont impliquées : « *La gestion des écosystèmes forestiers reconnaît que les processus de l'écosystème fonctionnent sur une vaste gamme d'échelles spatiales et temporelles et que leur comportement en un lieu donné, est fortement influencé par les systèmes environnants* » (Kimmins, 2003).

Les systèmes sont couramment hiérarchisés selon une organisation en plusieurs niveaux. Par exemple, dans le cas de la forêt chilienne, du point de vue de l'organisation hiérarchique spatiale, il existe un niveau qui considère toute la surface de forêts tempérées – du sud de l'Amérique du Sud – qui est lié à de grands processus naturels (circulation atmosphérique, des courants océaniques, etc.) ou sociaux (politiques nationales, mondialisation, etc.), et qui pour l'observation humaine peut apparaître comme une formation spatialement homogène, alors qu'à un niveau inférieur peuvent se produire d'autres processus issus de relations (p.ex. entre différents communautés de espèces sempervirentes, caduques, des conifères, et les types de reliefs au niveau local, etc.) et/ou produits des relations spécifiques des groupes humains avec la forêt (Mapuche, entrepreneurs, colons), on peut même arriver jusqu'au niveau des strates verticales puis à chaque arbre et ainsi jusqu'à arriver aux micro-organismes. Souvent, dans l'analyse des systèmes, pour atteindre une vision plus synthétique et englobante, on considère les niveaux inférieurs comme une boîte noire.

La constitution et l'organisation d'un système complexe

Un système est formé de parties, qui sont des éléments de hiérarchie inférieure à l'unité globale, qui interagissent pour créer cette unité. Les éléments ne portent pas l'idée d'unité simple et substantielle, de fait les parties sont elles-mêmes des systèmes (Soto, 1999). Elles fonctionnent au sein du système comme sous-systèmes, de façon apparemment autonome mais en entretenant habituellement des fonctions ou des objectifs liées au reste du système (Coquillard et Hill, 1997).

Les parties du système sont liées les unes aux autres par le biais d'influences ou d'échanges (interactions) pouvant inclure aussi des flux de matière, d'énergie, d'information (Donnadieu *et al.*, 2003). La rétroaction est un type de relation souvent évoqué pour souligner la complexité systémique (Paegelow, 2004, p.104), il s'agit d'un mécanisme de contrôle ou « *boucles de re-cyclage* » (Le Moigne, 1994) qui fait se déplacer l'état d'un processus à un moment donné de son cours de déroulement. Il suppose un centre décisionnel ayant la fonction de traiter les informations collectées à un niveau qui leur permet au système de s'autoréguler.

« *L'arbre gorgé d'eau n'en consomme plus, la machine à vapeur surchauffée n'accélère plus les mouvements du piston, le régulateur à boule ayant refermé la vanne d'admission de la vapeur. Tout se passe comme si, observant l'évolution de ses comportements, l'objet se dotait de quelque dispositif interne par lequel il les répercutait afin de sélectionner son prochain comportement, tentant ainsi de récuser, fût-ce partiellement, le hasard au profit de quelque projet.* » (Le Moigne, 1994, p.131)

L'organisation est une qualité ou propriété de l'unité globale qui surgit de l'ensemble de ces interrelations entre les parties. Le concept s'étend à l'idée d'auto-organisation des systèmes, c'est-à-dire la propriété « *rendant compte de sa capacité à transformer et se transformer, et produire et se produire, et relier et se relier, et maintenir et se maintenir* » (Le Moigne, 1994, p.188). La globalité, ou totalité, est étroitement liée à l'organisation et correspond à une

caractéristique des systèmes complexes – généralement exprimée par l'énoncé "le tout est plus que la somme des parties" – selon laquelle on ne peut connaître vraiment les systèmes complexes sans les considérer dans leur ensemble en totalité, parce qu'il existe des propriétés émergentes, c'est-à-dire qui surgissent de la trame de relations et qui peuvent rétroagir sur les parties (Donnadieu *et al.*, 2003).

En fait, les mécanismes régulateurs rétroactifs se reconnaissent pour leur capacité à contrôler la stabilité ou l'adaptation face aux changements induits par l'environnement sur le système (Figure 68). Ils fonctionnent au moyen d'un sous-système régulateur qui pilote un sous-système opérant, en faisant qu'une proportion du signal de sortie du système soit envoyée en retour à l'entrée (Voir de Rosnay, 1975, p.110-118). En ce sens, il est parfois admis qu'un système complexe a la capacité de mémoriser et d'apprendre en créant des formes actives pour réagir et anticiper et qu'il « *se souvient* » par la persistance de sa structure interne » (Holland, 1992 in Manson, 2001, p.410).

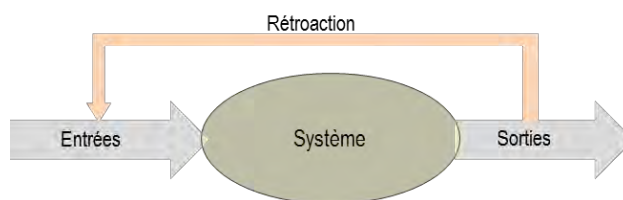


Figure 68 : Le mécanisme de régulation rétroactive.

Ainsi, dans une forêt où coexistent différentes espèces végétales et animales avec des facteurs abiotiques et la présence humaine, existe un grand nombre de relations qui constituent une organisation complexe, ce qui peut engendrer des propriétés émergentes, tel que la résilience : la capacité du système à maintenir son identité malgré des changements internes et perturbations externes (Cumming *et al.*, 2012). À son tour la résilience ainsi que d'autres propriétés émergentes, sont aussi liées à la diversité⁵² des composants du système – qui à son tour « *...est une propriété générale de tout système complexe* » (Cumming, 2007, p.672) – puisque tandis que plus composants y existent, il y aura un plus haut nombre d'interactions potentielles et donc un plus grand nombre conséquent de réponses possibles. Ainsi par exemple, parmi les écologistes, certains supposent que tandis plus complexe est un écosystème, il aura une plus grande capacité à se remettre d'une perturbation, parce que la complexité provient en grande partie du nombre et le jeu d'interactions, qui va dépendre des espèces qu'y existent (Green *et al.*, 2006, p.111).

« L'émergence prend de nombreuses formes. Une forêt émerge des interactions de millions de plantes individuelles, des animaux et des microbes, les uns avec les autres et avec le paysage. Un feu de forêt émerge de la propagation de l'allumage d'une plante à l'autre. Un troupeau d'oiseaux émerge du comportement individuel de nombreux oiseaux individuels en interaction avec l'autre. L'organisation d'une colonie de fourmis émerge du comportement conjoint de beaucoup de fourmis individuelles en interaction avec chacune et avec l'environnement de la colonie. Pour comprendre la complexité des

⁵² Uso de la tierra y el cambio en la cobertura del suelo (LUCC) pueden ser una gran amenaza para la biodiversidad como resultado de la destrucción de la vegetación natural y la fragmentación y el aislamiento de los espacios naturales (Verbug *et al.*, 2006. 9154).

écosystèmes, nous devons apprendre comment les propriétés à grande échelle émergent des interactions entre les individus. » (Green et al., 2006, p.4).

La complexité d'un système dépend aussi des relations qu'il entretient avec son environnement, selon Manson (2001) le concept de système complexe doit son existence à sa relation avec l'environnement, qui est défini comme quelque chose en dehors du système. Le système complexe est un système ouvert qui est en contact permanent avec son environnement (De Rosnay, 1975), il échange de l'énergie, de la matière et de l'information qu'il utilise dans l'entretien de l'organisation « *pour faire face aux ravages du temps* » (Manson, 2001).

7.3.2 Les changements d'utilisation/occupation du sol dans le cadre d'un système homme- environnement

Selon ce que nous venons d'examiner, on pourrait concevoir la surface de la planète comme un tissu façonné de nombreux systèmes et sous-systèmes entrelacés, allant par exemple de l'être vivant le plus petit à toute la biosphère ou depuis une petite parcelle agricole au système économique international. Cette organisation s'applique aussi aux couverts d'utilisation/occupation du sol et les interactions entre eux et leur environnement, qui dans l'ensemble peuvent être comprises comme un système dynamique. Dans ce contexte et conformément à Verbug *et al.* (2006, p.117), un système d'utilisation des sols peut être conçu comme « *un type d'utilisation des sols lié à des facteurs, ayant des relations fonctionnelles fortes qui déterminent ce système. Ces facteurs se déclinent en une large gamme, qui influence l'occupation/utilisation des sols : facteurs biophysiques, économiques, sociaux, culturel, politiques ou institutionnels* ».

Cette vision systémique de l'utilisation/occupation des sols est corrélée au cours de ce siècle avec le changement de paradigme dominant dans les sciences de la Terre, qui s'est déplacé de l'homogénéité et l'équilibre à l'hétérogénéité spatiale et temporelle avec des dynamiques non linéaires, ce qui a conduit les scientifiques du LUCC à rechercher des approches plus interdisciplinaires (IGBP, 2006). Dans cette perspective, la relation entre les activités humaines d'utilisation du sol et les changements dans l'environnement sont décrits en formant un système couplé humain-environnement (Figure 69), où les concepts de sous-système ont démontré être essentiels pour comprendre les interactions spécifiques des parties du système couplé (Turner *et al.*, 2007). Le champ scientifique plus proche de cette vision est la récente *Land Change Science* (cf. Chapitre 5), qui repose sur ce système couplé pour comprendre la dynamique de la couverture terrestre et son utilisation. Elle est dirigée tant aux aspects théorique et conceptuel qu'à la modélisation et aux applications des problèmes environnementaux et sociaux, y compris à l'intersection des deux, où se situe le système d'utilisation/occupation du sol dont les trajectoires de changement des couvertures du sol sont influencées par les interactions – produites à différentes échelles spatiales et temporelles – entre la société et le système naturel (Turner *et al.*, 2007).

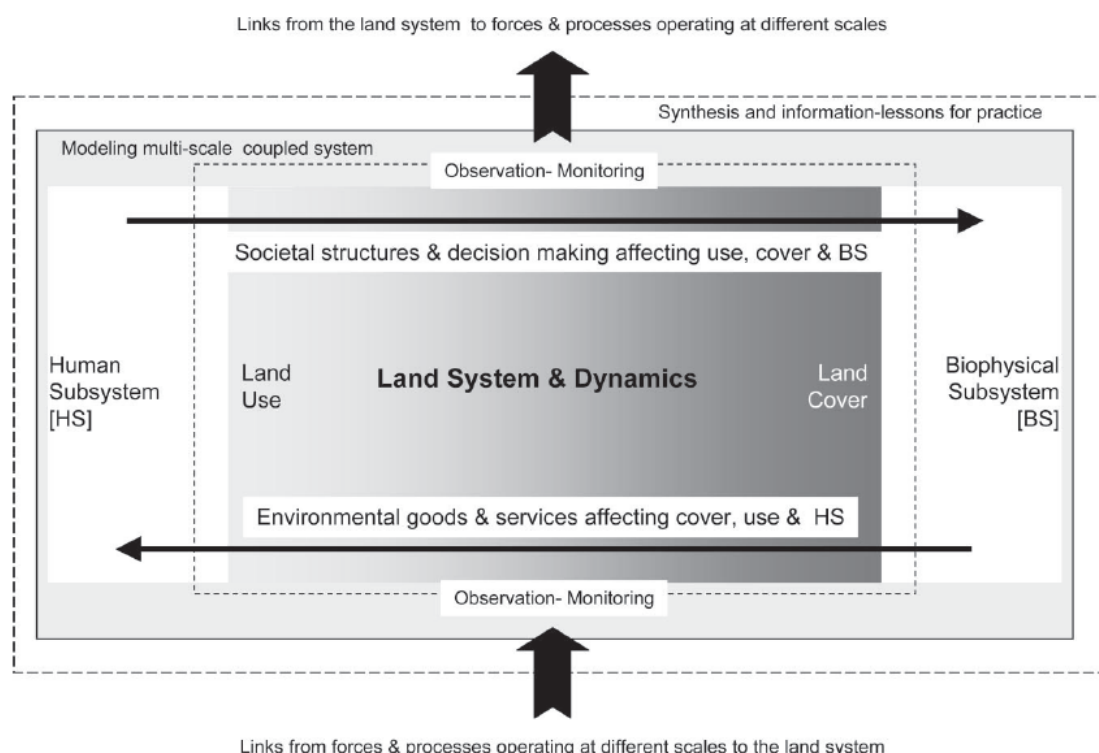


Figure 69 : Le système d'utilisation/occupation du sol dans le contexte du système couplé homme- environnement : liens et rétroactions entre les sous-systèmes humain et environnemental (Source Turner, Lambin et Reenberg, 2007).

Le sous-système d'utilisation/occupation du sol de la cordillère littorale d'Osorno

Il nous semble pertinent d'aborder la dynamique d'utilisation/occupation au niveau de l'ensemble de la cordillère de la province d'Osorno en tant que système avec des processus et composants communs, en l'observant depuis un niveau hiérarchique qui synthétise l'organisation et la dynamique d'utilisation/occupation du sol, mais qui cache quelques détails afin que nous puissions percevoir la dynamique de l'ensemble à travers ses niveaux hiérarchiques supérieurs, en distinguant seulement, comme dans une mosaïque, la forêt et ce qui n'est pas la forêt – ce qui était la forêt, et ce qui pourrait être la forêt à l'avenir – en liant la dynamique d'utilisation/occupation du sol avec d'autres sous-systèmes qui interagissent avec cette dynamique.

Ci-dessous, nous présentons un schéma qui tente d'orienter la recherche et la modélisation spatio-temporelle des changements d'utilisation/occupation du sol dans la cordillère. Il s'agit d'une représentation cherchant à appréhender la dynamique de la couverture forestière native dans une approche systémique du LUCC, en lien avec d'autres systèmes humains agissant sur elle (Figure 70). Nous comprenons le système d'utilisation/occupation des sols de la cordillère comme un ensemble de couverts du sol en interaction, répartis sur le milieu naturel – ou sous-système environnemental –, et pilotés par un sous-système socio-économique.

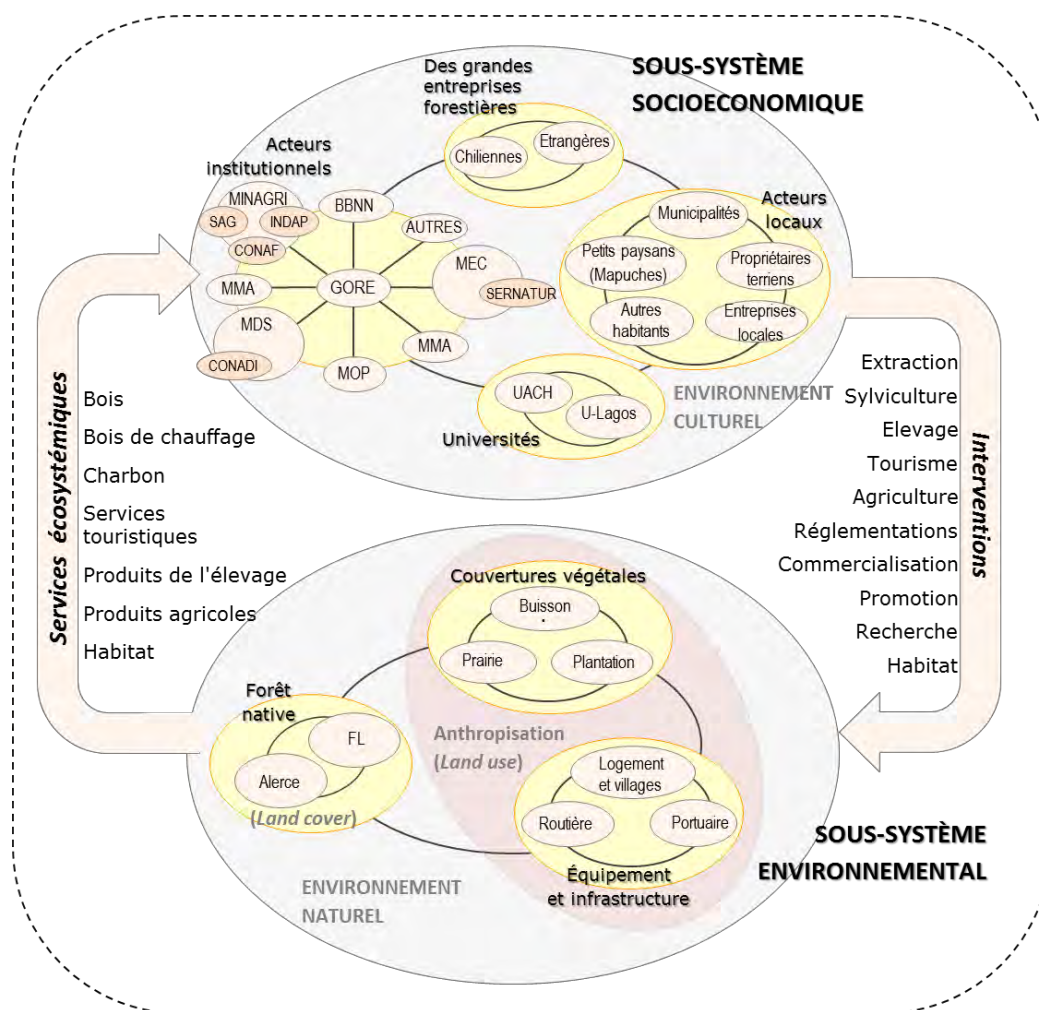


Figure 70 : Schéma du système d'occupation du sol dans la cordillère de la province d'Osorno.

(1) Le *Sous-système environnemental* (*SEn*) est le système où les changements – ou persistances – de l'utilisation/occupation du sol se produisent, il est constitué par le *sous-système forêt native* comprenant la *forêt laurifoliée* et la *forêt d'alerces*, celles-ci peuvent être, exploitées, substituées, ou altérées par feu, et ainsi transiter vers le sous-système que nous avons appelé *anthropisation* (*Sa*), composé à la fois par deux sous-systèmes : *équipement et infrastructures* et *couvertures végétales* liées à l'intervention anthropique.

Le sous-système de *couvertures végétales* appartenant au *SEn* est composé d'un ensemble de formations végétales qui découlent directement ou indirectement de l'action humaine sur l'environnement naturel et qui se traduit par la détérioration de la forêt native. Ces couvertures végétales peuvent être synthétiquement résumées en trois couvertures de sol : *prairies* (*p*), la plupart associées aux surfaces d'élevage et aux espaces autour des lieux habités par les personnes ; le *matorral* (*m*), formation typique qui prospère après les incendies ou la coupe à blanc des zones forestières ; et les *plantations forestières* (*pf*), principalement de monocultures commerciales de *Pinus radiata* et d'*Eucalyptus sp.* Une autre source d'intervention humaine directe ou indirecte sur l'environnement naturel est la mise en œuvre d'infrastructures, qui en plus de modifier le site où elles se trouvent, facilitent l'accès des activités humaines à la forêt, ici nous l'appelons le *sous-système d'équipement et d'infrastructure*.

(2) Le deuxième système, au même niveau que le *SEn*, est le *sous-système socio-économique (SEc)* qui opère et contrôle l'utilisation et l'occupation du *SEn*, et qui peut le réglementer, superviser, promouvoir, exploiter et le soumettre à une surveillance. Il peut être considéré comme un système composé de quatre sous-systèmes qui dans leur ensemble dirigent le *SEn* : *acteurs institutionnels, grandes entreprises, acteurs locaux et universités*.

La modélisation que nous ferons est centrée sur le système d'utilisation/occupation du sol de la zone d'étude. La figure 71 montre un schéma graphique qui cherche rendre plus lisible l'espace de la zone d'étude et plus compréhensible le système d'occupation/utilisation du sol. Il représente les structures élémentaires de l'espace, ainsi que les environnements et des formations végétales résultant de l'intervention humaine. Dans la précordillère, les forêts et les plantations sont des fragments flottant sur une matrice composée surtout de *matorrales* et de prairies. Au contraire, dans la cordillère de La Costa la matrice est composée par la forêt native et les fragments correspondent principalement à taches de *matorrales* et de prairies, situées principalement à proximité des routes et des zones habitées mais aussi dans le voisinage des petites criques de pêche et lieux d'embarquement. Le schéma montre en bleu, les *alerzales*, situés sur les cimes et entourés par la forêt laurifoliée, et à l'intérieur des *alerzales* sont symbolisées quelques taches correspondant à la dégradation de la végétation causée par l'intervention humaine. Dans les zones sans routes carrossables, les rivières sont les principaux axes de transport du bois, puis celui-ci est transporté par mer à Bahía Mansa où un grande partie du bois est recueilli et commercialisé, et où le reste est recueilli directement par la route U-40, la principale voie de sortie du bois de la zone d'étude reliant Bahía Mansa à Osorno.

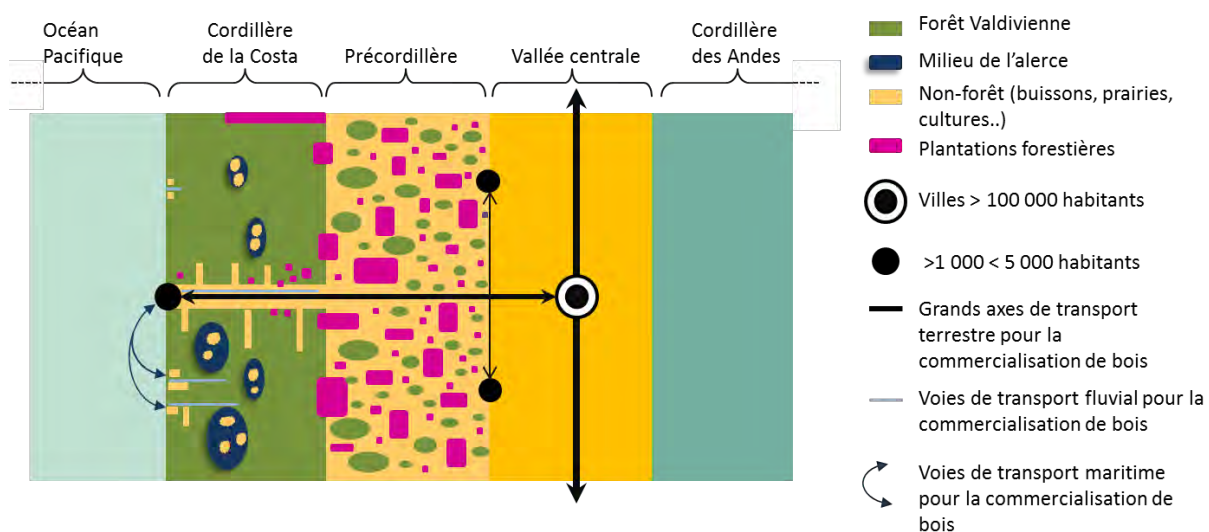


Figure 71 : Carte-modèle du système d'occupation/utilisation du sol dans la Cordillera de la Costa (Elaborée par l'auteur).

7.4 Les modèles de simulation prospective d'occupation du sol

La modélisation de l'utilisation/l'occupation du sol

La modélisation, dans l'ensemble, a été bouleversée au cours des dernières décennies en raison de l'existence d'outils avec une plus grande capacité à modéliser des systèmes complexes. Ces outils disposent maintenant d'un plus large soutien théorique, avec des algorithmes

mathématiques plus adaptés et une augmentation de la capacité de traitement de l'information en raison des progrès de l'informatique.

Un nombre croissant de modèles et d'outils complémentaires a été développé et créé pour représenter et simuler la complexité des dynamiques qui fonctionnent dans des systèmes homme-environnement. Dans le domaine des dynamiques du changement d'utilisation/occupation du sol, l'importance de ce développement réside dans la capacité à élargir la compréhension de certains processus et facteurs qui font partie de cette dynamique et ainsi soutenir la nécessité croissante d'évaluation et de gestion environnementale et territoriale, mais elle réside également dans son potentiel à explorer et projeter des dynamiques futures d'utilisation du sol et leurs possibles impacts sur la couverture terrestre et sur les systèmes humains : « *En plus d'être un outil d'apprentissage dans la découverte des facteurs déterminants et des dynamiques du système d'utilisation du sol, les modèles de changement d'utilisation jouent un rôle important dans l'exploration de possibles développements futurs du système d'utilisation du sol.* » (Verburg *et al.*, 2006, p.117). Ainsi, la modélisation du LUCC se positionne de plus en plus comme une approche et une technique importantes pour projeter et évaluer des alternatives futures, surtout si la complexité des systèmes réels est abordée d'une manière « *spatialement explicite, intégrée et multi-échelle* » (Veldkamp et Lambin, 2001, p.1 ; voir aussi Lambin *et al.*, 2000, p.322).

Les progrès rapides des technologies de l'information et d'acquisition de données ont contribué à ce que la recherche scientifique visant à développer des prédictions ait connu une forte croissance, mais en parallèle, elle a aussi connu une conversion de ses finalités ou des résultats attendus. L'avènement de l'approche qui conçoit les processus et phénomènes environnementaux comme enveloppés dans des systèmes complexes, a déplacé les stratégies scientifiques au-delà des simples généralisations ou prédictions réductionnistes, ainsi au lieu d'essayer de déduire des lois fondamentales de la nature elle s'est plutôt orientée à l'exploration des futurs possibles...des scénarios : « *la science est devenue moins orientée à la prédiction, mais plus à faciliter la compréhension* » (Batty, 2001). On peut même dire que, la compréhension – et la modélisation – des systèmes complexes diffère même et va au-delà de la théorie générale des systèmes (Manson, 2001 in Parker *et al.*, 2003). Alors que la théorie des systèmes envisageait des entités généralement statiques, qui atteignent des équilibres et sont liés par des relations linéaires et définies, les systèmes complexes sont souvent caractérisés par des relations non linéaires entre des entités qui changent constamment, et qui sont assez loin de l'équilibre (Batty et Torrens, 2001). Cela requiert des méthodes adaptées pour relier dynamiquement les processus complexes de changement d'occupation du sol et les processus, réactions et adaptations biophysiques (Veldkamp et Lambin, 2001). Les modèles de changement du sol, qui « [...] *sont complexes, en raison de [leur] accouplement de la dynamique humaine et l'environnement et de [leur] nécessité d'être spatialement (géographiquement) explicite* » (Turner, Lambin et Reenberg, 2007, p.20668), doivent être compréhensifs, adaptables, intégratives, multi-échelle et pluriels, mais ils doivent aussi considérer les énormes incertitudes impliquées dans les systèmes réels (Costanza et Voinov, 2004).

La modélisation de la dynamique des systèmes d'utilisation/occupation du sol est une question cruciale pour la communauté scientifique mondiale et en particulier dans la communauté LUCC ; la modélisation du LUCC est l'un des trois thèmes du « Global Land Project », un projet central de l'IGBP et l'IHDP (GLP, 2005 ; cf. 5.5.2). L'intérêt et la nécessité de modéliser des dynamiques du sol ainsi que ses défis, ses progrès et ses approches, se reflètent dans les différents

ateliers qui ont été organisés sous l'auspice de ces institutions. Ils se reflètent aussi la diversité des approches et des moyens qui existent dans la mise en œuvre de modèles (Veldkamp et Lambin, 2001 ; Kok *et al.*, 2007 ; Milne *et al.*, 2009). En effet, on trouve une grande variété de domaines dans lesquels ils sont employés, ainsi que distinctes approches dans leur élaboration et leur application : « *L'une des observations les plus importantes qui peuvent être faites après avoir examiné la gamme de modèles LUCC disponibles, est la grande variété des approches et des concepts qui sous-tendent aux modèles* » (Verbug *et al.*, 2006, p.117).

Couramment, les applications environnementales des modèles de la dynamique du sol sont utilisées dans des domaines tels que la biodiversité (Verburg *et al.*, 2008 ; Pérez-Vega *et al.*, 2012), la perte de la végétation (Elmozino et Lobry, 1997 ; Dubé *et al.*, 2001 ; Soares-Filho *et al.*, 2002 ; Follador *et al.*, 2008 ; Behera *et al.*, 2012 ; Selleron et Mezzadri-Centeno, 2008), les incendies de forêt (Karafyllidis et Thanailakis, 1997 ; Alexandridis *et al.*, 2008), les effets environnementaux du changement climatique (Lasch *et al.* 2002 ; Schaldach *et al.*, 2011), des question urbaines (Yeh et Li., 2003 ; Pijanowski *et al.*, 2005 ; Feng *et al.*, 2011), les systèmes d'irrigation (Barreteau *et al.*, 2004) entre autres ; dans Paegelow et Camacho Olmedo (2008) on peut obtenir un bon aperçu des différentes applications de modèles dans le domaine de l'environnement.

L'exploration des futurs : prospective et modélisation

« L'avenir ne se prévoit pas, il se prépare »

Maurice Blondel (Philosophe)

Dans le domaine de l'environnement et du territoire, au cours de ce siècle, l'incorporation de la prospective dans la modélisation de la dynamique de l'utilisation/occupation du sol est grandissante. Nous recourrons à elle dans notre modélisation, précisément pour obtenir un regard sur l'avenir et explorer de probables futurs de l'évolution de la forêt.

Selon le dictionnaire Le Robert, la prospective est *l'ensemble de recherches concernant l'évolution future des sociétés modernes et permettant de dégager des éléments de prévision*. Parmi les précurseurs théoriques les plus reconnus de la discipline on trouve Gaston Gebert et Bertrand de Jouvenel en France au cours de la fin des années cinquante, bien qu'à la fin de la Seconde Guerre Mondiale la prospective a eu un développement pratique pour des fins de stratégie militaire (Hatem, 1993). Mais c'est Gebert en 1957 qui a créé le terme « prospective » entendu alors comme une discipline qui vise à étudier l'avenir pour le comprendre et pour pouvoir influencer sur lui. Pour la définir il proposait qu'elle soit basée sur certains principes : « *voir loin, large, profond, penser à l'homme, prendre des risques* ».

Bertrand de Jouvenel a pour sa part proposé le terme "futurible", néologisme qui signifie les états futurs possibles descendant du présent : « *ce qui est implicite dans cette définition est notre ferme conviction que "l'état actuel des choses réelles" a différentes descendances possibles, n'est pas seulement un fait inconnu, mais si un résultat qui peut être ceci ou cela en fonction des actions d'intervention.* » (de Jouvenel, 1965, p.1). B. de Jouvenel (1964) ajoute également deux idées importantes de la prospective et qui sont soulignées par Houet (2007) dans sa contribution à cette discipline : (1) l'absence de symétrie entre passé et futur : alors que le passé ne peut être

modifié, il existe une pluralité de futurs possibles ou *futuribles*, (2) et l'importance du contenu éthique de la prospective, de la question des finalités humaines.

L'avenir est incertain et il peut être fait de destins variés et imprévisibles, et avant cela, nous ne pouvons que conjecturer les possibles scénarios en fonction des trajectoires passées de l'objet ou du phénomène d'étude. Mais le passé a aussi un certain degré d'incertitude, car il n'est pas possible d'embrasser toute la complexité du passé d'un seul regard. D'autre part, les perceptions qui peuvent exister sur le passé sont multiples, ce qui rend les interprétations différentes (Figure 72). C'est pour cela que la prospective peut être comprise comme un outil d'aide à la prise de décisions, qui permet de réduire l'incertitude sans pour autant prédire l'avenir, car l'avenir n'est écrit nulle part ; en conséquence elle vise plutôt à aider à le construire selon nos préférences : « *Elle n'est pas destinée à prédire l'avenir mais bien à donner, sous certaines hypothèses, un panel de représentations futures plausibles et cohérentes* » (Houet, 2007, p.49). Il est possible d'envisager la prospective comme une discipline qui analyse les systèmes sociaux afin de mieux comprendre la situation actuelle et ainsi d'identifier des tendances futures ; en conséquence il s'agit d'un domaine qui évolue en complémentarité aux études de l'avenir, l'analyse des politiques publiques et la planification stratégique.

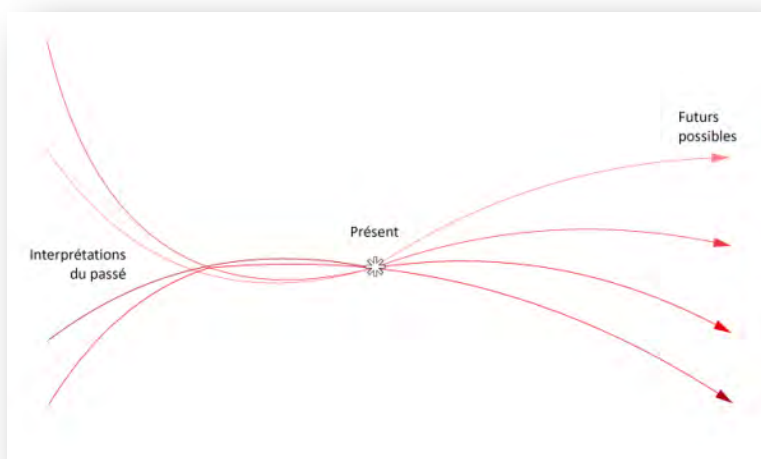


Figure 72 : La multiplicité de passés et de futurs.

En ce qui concerne la prospective dans la modélisation du LUCC, les études commencent à se développer surtout à partir du début des années 90. Houet (*op cit.*) souligne que des études visant à influencer sur les modes d'utilisation des terres elles-mêmes sont plutôt rares, contrairement à celles destinées à contribuer à la planification territoriale qui sont plus abondantes. L'auteur passe en revue à une variété d'exemples de modèles qui abordent de manière prospective des modes d'occupation et d'utilisation des terres, dans divers domaines, tels que le changement climatique, la planification urbaine, l'agriculture et la gestion de l'eau. Dans les paragraphes suivants de ce chapitre, nous passerons en revue différents modèles environnementaux et d'utilisation/occupation des terres, spatialement explicites, en intégrant le regard de la prospective.

Puisque la prospective part du principe que l'avenir n'existe pas, et qu'il peut se concevoir comme une gamme de réalisations multiples (Jouvenel, 1968) qui dépendent des actions de l'être

humain, les décisions qui sont prises peuvent conduire à différentes situations futures. Pour cette raison et afin d'atteindre le meilleur futur possible, ou le plus désiré, les décisions correctes et les plus appropriées doivent être prises.

L'un des points les plus intéressants dans le processus prospectif est le dessin de scénarios. Pour Godet (1994, p.60, en évoquant à J.C. Bluet et J. Zemor, 1970), un scénario est entendu comme un ensemble constitué de la description d'une situation future et de la séquence des événements qui facilite l'évolution de la situation initiale pour arriver à cette situation future.

Traditionnellement et en particulier dans le domaine de la planification stratégique, l'approche a été fondée surtout dans la rétrospective, où les objectifs sont poursuivis sur la base de ce qui se passe dans le présent et de ce qui est arrivé dans le passé, contrairement à l'analyse prospective exploratoire, établissant d'abord le futur désiré, qui ne dépendra pas forcément du passé ; la description d'un futur souhaité (ou potentiel) et le chemin pour arriver à lui, constituent le scénario (Godet, 1994). Les scénarios correspondent à un ensemble cohérent d'hypothèses qui peuvent être soumis à une évaluation quantitative, c'est-à-dire une prévision. Ces futurs (ou scénarios) sont généralement possibles, c'est-à-dire qu'ils ont un certain degré de probabilité en fonction du comportement passé, et de l'interaction entre les intentions des parties (*op cit.*).

Communément les scénarios ont été classés en trois catégories générales : (i) scénarios possibles, tout ce qui peut être imaginé, (ii) scénarios réalisables, tout ce qui est possible, au sein de certaines limites, et (iii) les scénarios souhaitables, ceux qui sont possibles mais qui ne sont pas forcément réalisables.

Une classification plus opérationnelle, actuellement amplement utilisée, est celle qui regroupe les scénarios en fonction de leur probabilité d'occurrence : scénario de référence (ou tendanciel) et scénario contrasté (normatif ou anticipatoire). Le scénario de référence correspond à la situation la plus susceptible de se produire et il est construit en extrapolant les tendances qui arrivent jusqu'au présent. Au contraire, le scénario contrasté explore une situation délibérément extrême et peu probable, souvent basée sur une tendance différente à celle observée dans le passé.

L'état de l'art des modèles LUCC

Les différents modèles couramment utilisés dans la simulation de la dynamique de LUCC varient par rapport à plusieurs aspects, tels que l'objet d'étude, les techniques, l'information mobilisée, les dimensions spatiales et temporelles, les concepts et méthodes qui sont à l'origine de sa création et mise en œuvre. Comme dans de nombreux modèles, ainsi que la plupart des modèles LUCC, l'intérêt est de simuler le système réel et d'anticiper son comportement. L'approche efficace de ces objectifs est étroitement liée à l'identification des facteurs explicatifs – socioéconomiques et biophysiques – les plus décisifs, et à la capacité du modèle à les représenter adéquatement. Pour cela, il est également nécessaire de contextualiser le modèle sur les échelles de temps et d'espace dans lesquels les dynamiques se déploient. À l'égard des échelles, Agrawal en 2002 classifie les modèles de LUCC se basant sur l'analyse de 19 modèles appliqués, et à cette fin il propose une structure de classification construite sur trois dimensions : complexité spatiale, temporelle et de prise de décisions, la figure 73 montre cette structure.

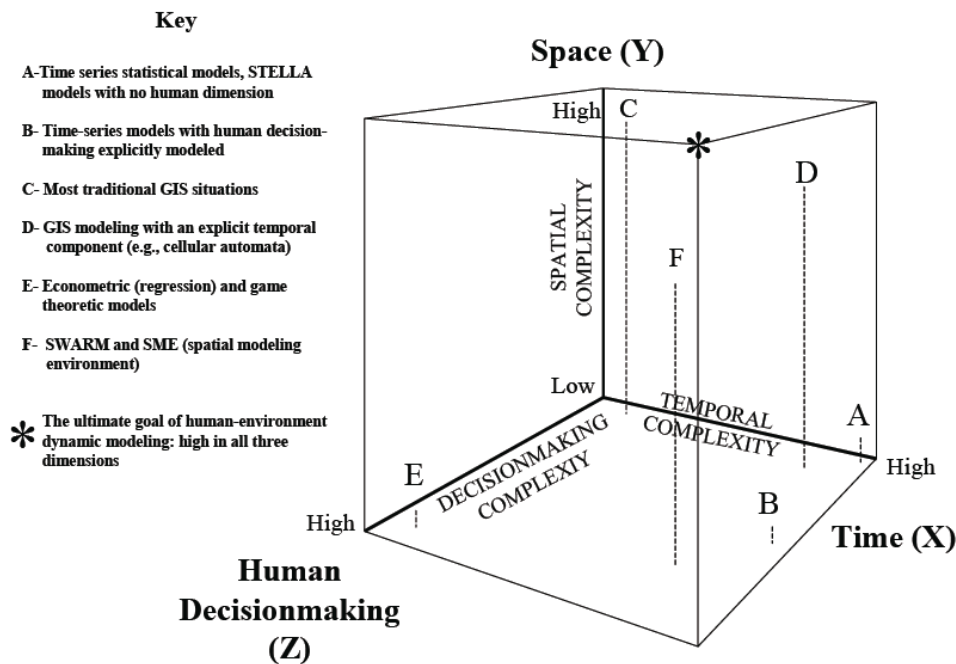


Figure 73 : Les trois dimensions pour décrire les modèles de changements terrestres (Source : Agrawal *et al.* 2002).

Selon Agrawal (2002), le meilleur modèle est celui qui peut aborder la plus grande complexité dans les trois dimensions :

Complexité spatiale : Elle peut représenter pleinement les données spatiales et interagir spatialement dans deux ou trois dimensions.

Complexité temporelle : Elle a la capacité d'intégrer un grand nombre de d'intervalles de temps et une longue durée. Elle peut gérer des retards ou des réponses de rétroaction entre les variables et avoir des intervalles de temps différents pour différents sous-modèles.

Complexité de la prise de décisions : Elle est capable de gérer des stratégies de prise de décision complexes de plusieurs types d'agents. Ces décisions peuvent varier selon la relation avec les variables et les échelles.

Verburg *et al.* 2006 distinguent des approches à prendre en considération, en comparant un certain nombre de caractéristiques qui peuvent souvent être considérées comme opposées, mais qui pourraient aussi être complémentaires :

Spatial versus non-spatial. Les modèles spatiaux proposent des représentations spatialement explicites du changement d'utilisation/occupation du sol, avec un certain niveau de détail spatial, tandis que les "non-spatiaux" se concentrent sur le taux et la grandeur du changement sans attention spécifique sur la distribution spatiale.

Dynamique versus statique : Les modèles dynamiques accordent une attention particulière aux variations des systèmes d'utilisation/occupation du sol dans un laps de temps, représentés par la concurrence entre les différentes catégories du sol, l'irréversibilité des changements passés

conduisant à formes de *pathdependence*⁵³ de l'évolution et les trajectoires des changements du système. D'autre part, les modèles statiques ne prennent pas souvent en compte les rétroactions et les *pathdependances*. Un exemple peut être le modèle de calcul des coefficients de régression expliquant la répartition spatiale des changements d'utilisation des terres en fonction de facteurs explicatifs hypothétiques.

Descriptif versus prescriptif : Les modèles descriptifs visent à simuler le fonctionnement du système d'utilisation/occupation des sols et proposent la simulation exploratoire de futurs possibles des formes spatiales (*patterns*). Ces modèles sont basés sur les processus du système actuel et sur les processus clés qui mènent aux changements du système. Les modèles prescriptifs, en revanche, visent à calculer les configurations optimisées de l'utilisation/occupation des sols s'adaptant le mieux à un ensemble de buts et objectifs. Toutefois, les modèles prescriptifs ne fournissent pas un aperçu des trajectoires de changement de l'utilisation actuelle ni des conditions intermédiaires des trajectoires qui pourraient être nécessaires pour atteindre la situation optimale.

Déductif versus inductif : L'absence d'une théorie forte et assez complète pour expliquer et orienter la recherche du changement d'utilisation/occupation du sol, a fait que l'approche inductive soit devenue la plus populaire. Dans l'approche inductive, la spécification du modèle est établie à partir des corrélations statistiques entre le changement du sol et un ensemble de variables explicatives qui permettent de mieux comprendre ce changement. Pour aider à identifier les variables et les relations, on utilise des statistiques multivariées, des probabilités de transition et l'application de calibrage. En revanche, les modèles déductifs sont basés sur une théorie dont les prédictions sont basées sur des processus guidés ; ils utilisent la théorie pour guider la caractérisation des relations dans les formes d'occupation du sol explorées dans le modèle.

Des représentations basées sur des pixels versus basées sur des agents : Les modèles basés sur la représentation en pixels répondent aux modèles spatialement explicites dont l'unité d'analyse repose sur une portion de la surface terrestre, soit un polygone représentant un champ, une ferme, une unité de recensement, ou des pixels. Les changements d'utilisation/occupation du sol calculés pour ces objets sont des cartes montrant les changements de formes et de catégories. La considération du niveau de l'unité d'analyse (du local au global) est importante à l'heure d'établir une concordance avec les niveaux de décision qui conduisent aux changements d'occupation du sol.

Dans l'autre groupe de modèles, l'unité de simulation correspond à des agents individuels. Les agents sont des objets autonomes qui interagissent et communiquent les uns avec les autres, ils partagent un environnement et prennent des décisions en lien avec le comportement de l'environnement. Ces modèles mettent l'accent sur le processus de prise de décisions des agents, l'organisation sociale et le paysage dans lequel ces agents s'intègrent.

En 2008, Paegelow et Camacho Olmedo ont publié le livre *Modelling Environmental Dynamics*, dans lequel ils passent en revue les principales approches de modélisation utilisées aujourd'hui dans le domaine de l'environnement et du Lucc avec un accent particulier sur la

⁵³ La notion de *path dependence* ou "dépendance au chemin emprunté" s'est développée en science politique au cours des années 1990 est repris dans différents domaines des sciences sociales, il souligne le poids des choix effectués dans le passé. Autrement dit, le résultat d'un processus dépend de la séquence des décisions prises dans le passé, et pas seulement les conditions actuelles : « La reconnaissance de l'historicité opérant dans les systèmes d'occupation du sol est un résultat de la recherche du système et de la modélisation intégrée. Les décisions prises dans le passé constituent les conditions initiales pour nos actuels paysages. C'est-à-dire, les pratiques du système de terres passées peuvent 'bloquer' les options d'avenir ce qui limite les chemins qui peuvent être prises » (GLP, 2005, p39).

modélisation spatialement explicite incluant aussi la dimension temporelle. La présentation organise les approches modélisatrices en quatre grands groupes: déterministe, stochastique, basée sur la logique floue et l'intelligence artificielle. Le livre contient aussi la publication de plusieurs applications concrètes de ces points de vue de modélisation. Suivant le schéma qu'ils présentent, on examine ci-dessous un résumé des types de modèles.

7.5 Des modèles déterministes aux stochastiques

Une division majeure des types de modèles est établie entre déterministes et stochastiques, ce qui, expliqué en termes simplifiés, se réfère à la considération que les modèles font du hasard. Il faut faire remarquer qu'un modèle peut être déterministe ou probabiliste bien que le système ne le soit pas, puisque, rappelons-nous, un modèle est purement la représentation d'un phénomène ou d'un objet de la réalité observée.

À travers le modèle déterministe, les mêmes entrées produisent les mêmes résultats, sans prévoir l'existence du hasard, donc les prédictions faites sont exactes et ne sont pas associées à une distribution de probabilité (Thornley et France, 2007). Le principe déterministe présume que les variables d'entrée ainsi que les règles et les relations du modèle conduisent à obtenir un seul résultat qui est complètement déterminé par les entrées, les règles et les relations (Durand-Dastès, 2007). La diversité des variables d'origine humaine et environnementale impliquées dans la dynamique de l'occupation/utilisation des sols, ainsi que la diversité des relations, dont bon nombre sont difficiles à évaluer ou capturer, font qu'aujourd'hui leur applicabilité ne soit pas particulièrement populaire dans le domaine de la simulation des dynamiques du LUCC et de l'environnement. La complexité et l'incertitude que les systèmes environnementaux présentent, rend difficile leur modélisation d'une manière exacte et avec des résultats uniques.

La mise en œuvre de ces modèles se caractérise par un formalisme mathématique rigoureux, ce qui peut faciliter son implémentation et sa réplique, mais ils ont généralement une déficiente représentativité spatiale explicite. En outre l'espace est souvent conçu de manière uniforme (Paegelow et Camacho Olmedo, 2008). Par conséquent nous n'approfondirons pas les modèles déterministes, car les fins de compréhension de la dynamique spatio-temporelle des usages et des couvertures des sols du complexe système socio-écologique auquel nous sommes confrontés présentent évidemment des incertitudes et des relations entre variables que nous ignorerons ou que nous ne pouvons pas prendre en compte avec ces modèles.

Un exemple de l'approche déterministe peut-être le modèle de localisation d'activités économiques de Von Thünen dont les variables et règles d'entrée permettent d'obtenir une configuration spatiale unique (Von Thünen 1827, *in* Durand-Dastès, 2007). Une étude relativement récente de modélisation déterministe dans l'environnement, spatialement explicite, peut être consultée chez Gillet (2008), qui met en œuvre un modèle de changement spatio-temporel d'un paysage d'herbe-forêt. La simulation a été appliquée selon deux scénarios, l'un sur la base des conditions initiales, et un autre sur une augmentation de la température globale.

Contrairement aux modèles déterministes, les modèles stochastiques (ou probabilistes) contiennent des éléments aléatoires et leurs prédictions ont des distributions de probabilité (Thornley et France, 2007).

Ces modèles nécessitent une ou plusieurs variables aléatoires pour modéliser la dynamique du phénomène, ou du système étudié, où des processus aléatoires dans le modèle peuvent modifier ces variables. Chacune des variables aléatoires du processus peut avoir sa propre fonction de probabilité pouvant être corrélées les unes avec les autres. En conséquence, le modèle peut générer plus d'une sortie unique. Autrement dit, dans un modèle stochastique on conçoit que la(es) variable(s) étudié(es) du système (ou phénomène) se comporte(nt) selon un processus stochastique, c'est-à-dire qu'il y existe une collection ou une famille de variables aléatoires X_t paramétrées par un ensemble T (soit $\{X_t, t \in T\}$), où les variables prennent des valeurs dans un ensemble de réalisations temporelles (l'indice t est généralement identifié avec le temps) qui évoluent à pas discrets ou sur un temps continu. Les valeurs possibles que la variable aléatoire peut prendre sont dénommées états. L'idée de base d'un modèle stochastique est que l'observation reflète la réalisation d'un état du système dans un espace d'états possibles, où la liste de ces états est connue et finie (Paegelow et Camacho Olmedo, 2008). Un phénomène aléatoire se produit dans un milieu déterminé, dont la nature et le mécanisme sont connus, « *mais dont ni la date, ni le lieu de la prochaine occurrence ne peuvent être déterminés grâce à la seule connaissance des états antérieurs de ce milieu* » (Peguy, 1992, in Peguy, 2001, p.71).

La complexité à laquelle nous sommes confrontés face aux systèmes environnementaux fait que les mesures que nous relevons des états et des relations internes du système ne soient pas tout à fait aussi exactes et complètes que nous le souhaiterions. Et c'est dans ce sens que la modélisation stochastique est pertinente pour simuler les systèmes complexes, parce qu'au lieu de simuler un système entendu comme une évolution dans un sens unique, elle assume plutôt qu'il existe une incertitude, puisque même si l'état initial est connu il peut exister plusieurs directions dans lesquelles les processus peuvent évoluer : *L'introduction d'éléments stochastiques dans un modèle reflète, dans bien des cas, notre incapacité à modéliser l'ensemble d'une activité dont il faudrait une connaissance très approfondie pour la reproduire fidèlement* (Coquillard et Hill, 1997, p.6). Pour le cas de la modélisation LUCC, la dynamique de l'hétérogénéité spatiale du système humain-environnement peut naturellement être considérée comme un processus stochastique, où les catégories d'occupation/utilisation des sols correspondent aux états de la variable aléatoire.

Jorgensen et Bendoricchio, (2001, p.31) illustrent la différence entre le modèle déterministe et le stochastique, comme suit : *Un modèle stochastique contient des perturbations stochastiques d'entrée et des erreurs de mesure aléatoire [...]. Si on suppose que les deux sont à zéro, le modèle stochastique est réduit à un modèle déterministe, à condition que les paramètres ne soient pas calculés en termes de distributions statistiques* (Figure 74). En conséquence, dans la mesure où le hasard est ajouté à un modèle déterministe, il deviendra stochastique.

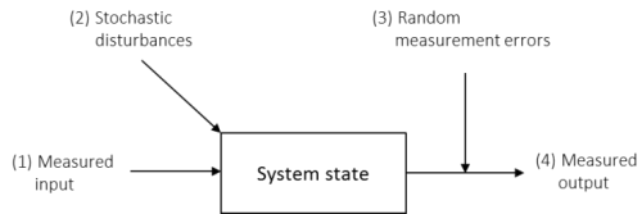


Figure 74 : Le modèle stochastique et le modèle déterministe. Un modèle stochastique considère (1) (2) et (3), tandis qu'un modèle déterministe suppose que (2) et (3) sont égaux à zéro (Source : Jorgensen et Bendoricchio, 2001).

Lambin *et al.* (2000), en examinant l'utilité des différents modèles LUCC, indiquent que l'approche stochastique est essentiellement constituée de *modèles de probabilité de transition qui décrivent stochastiquement des processus qui se déplacent dans une séquence d'étapes à travers un ensemble d'états*. Un exemple de ce fonctionnement est le modèle basé sur des chaînes de Markov, caractérisées par un processus stochastique dans lequel la probabilité d'un événement dépend de l'événement précédent. Dans le cas de la modélisation du LUCC, l'état futur de la couverture des d'occupations et usages du sol peuvent être simulés sur la base de son état précédent.

Chaînes de Markov (CM)

Les chaînes de Markov, comme nous allons le voir, est une méthode très populaire dans la modélisation du LUCC, en raison de sa contribution à explorer des scénarios futurs et sa simplicité d'utilisation. Huang et Cai (2007, p.419) en l'appliquant à la prédiction de LUCC affirment ce qui suit : « *En fait, le modèle stochastique est un puissant outil pour quantifier et modéliser des changements d'occupation du sol d'une manière simple, avec seulement quelques données* ».

Des modèles basés sur les chaînes de Markov sont des outils utilisés pour analyser et simuler le comportement de certains processus et phénomènes de nature stochastique. Aujourd'hui, l'approche de CM, est l'une des approches stochastiques les plus couramment utilisées pour la modélisation dans les domaines de l'écologie et de l'environnement (Paegelow et Camacho Olmedo, 2008), et peut-être également l'une des plus largement utilisées dans la prédiction de phénomènes spatio-temporels : « *Au cours de la dernière décennie, ces avantages [des CM] théoriques et pratiques ont encouragé les géographes "humains" à utiliser des modèles de Markov pour décrire et prédire les changements dans l'occupation du sol, la distribution de la population, la structure résidentielle, les réseaux de transport, et le modèle et la structure spatiale de l'industrie.* » (Collins *et al.*, 1974, p.181).

Une chaîne de Markov est un ensemble de processus stochastiques de Markov décrivant la relation probabiliste entre les attributs d'une variable et la position de cette variable dans une séquence temporelle. Par ailleurs, un processus de Markov est un processus dans lequel il est possible de fixer à une variable X_t , qui a une valeur ou un état spécial i au temps t , une probabilité de transition pour occuper un état j au temps $t + 1$ (Bourne, 1969). La probabilité de la valeur future de cette variable dépend de sa valeur actuelle, mais cette probabilité est indépendante de l'histoire de cette variable (Coquillard et Hill, 1997). La variable ne peut prendre qu'une seule valeur à la fois, finie et connue. Depuis l'introduction des chaînes de Markov, faite par son

créateur Andrei Markov en 1907, jusqu'à nos jours, les fondements mathématiques sont bien documentés (p.ex. Bourne, 1969 ; Collins, 1975 ; Baker, 1989).

Bien que la modélisation avec les chaînes de Markov ait quelques limites, elle a l'avantage d'être facile à mettre en œuvre mathématiquement (Almeida *et al.*, 2005). Parmi les principales contraintes des CM se trouvent l'indépendance du temps : *Une limitation importante de modèle de Markov réside dans le fait que, en principe, il suppose que les probabilités de transition ne sont pas modifiées avec le temps (processus stationnaire)* (Almeida *et al.*, 2005, p.766), et l'indépendance de l'espace (Coquillard et Hill, 1997) : *la chaîne de Markov peut prédire la quantité de changement d'occupation du sol, mais ne peut pas simuler le changement dans la distribution spatiale* (Xin *et al.*, 2012 : 11). En outre, compte tenu de sa nature stochastique, la chaîne de Markov ne tient pas compte des variables causales : *Il n'est pas un modèle explicatif et, par conséquent, ne contribue pas à la compréhension des causes et des facteurs des processus de transition qui dirigent l'occupation du sol* (Almeida *et al.*, 2005).

Caractéristiques

Dans les modèles de LUCC avec analyse des chaînes de Markov, un état futur de la couverture et des usages du sol peut être simulé sur la base de l'état précédent. Pour cela, on peut utiliser une matrice des probabilités de transition entre les états actuels et futurs. Cette matrice peut servir à prédire des changements futurs du sol : *une fois spécifiée, elle peut être utilisée pour projeter analytiquement les futures compositions du paysage ou simuler par modélisation des scénarios alternatifs de développement du paysage* (Brown *et al.*, 2000, p.249). L'interprétation est simple : chaque élément de la matrice représente la probabilité de passage d'un type d'occupation du sol à un autre.

Pour expliquer la mécanique de cette matrice, on l'illustre ici par le cas fictif d'un paysage rural qui évolue en étant exposé à une forte expansion urbaine au cours du temps (Figure 75). Les sommets représentent les valeurs que la variable – occupation du sol – peut prendre à temps discret (forêt, agriculture et urbanisation), les arcs sont les transitions d'un état à l'autre.

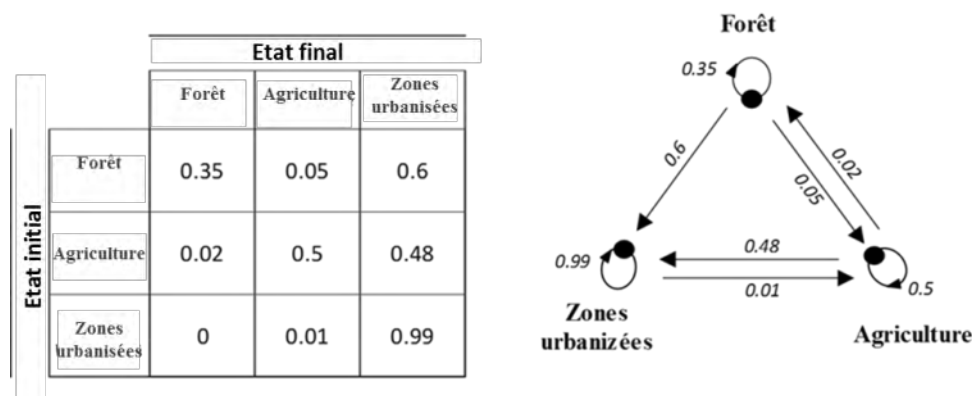


Figure 75 : Changements dans l'occupation/utilisation du sol avec trois états possibles (sommets) et probabilités de transition entre états (arcs) représentés sous la forme d'une matrice de transition (gauche) et graphique (droite) (inspiré de l'exemple présenté par Coquillard et Hill, 1997, p.68). Il suppose un paysage rural soumis à un processus d'expansion urbaine avec une forte probabilité de convertir les terres agricoles et en particulier la forêt, à un sol urbain.

L'espace urbain, une fois établi, n'a pratiquement pas de probabilité d'évoluer en forêt ou en agriculture, sauf sur des surfaces infimes détériorées et abandonnées, qui peuvent être récupérées par l'agriculture. Les probabilités de changements entre l'agriculture et la forêt sont très faibles et il n'y a aucune probabilité de conversion des sols urbains à un couvert forestier.

Applications

Comme on l'a mentionné précédemment, les chaînes de Markov sont l'une des approches les plus largement utilisées pour prédire le changement d'occupation du sol ; Bourne en 1969 explorait l'usage des chaînes de Markov sur le changement de l'occupation du sol urbain, il a décrit et prédit le changement de l'occupation du sol de la ville de Toronto vers 2002 à partir d'un ensemble de données des années 1952 et 1962. Il note que les zones urbaines les plus développées sont plus susceptibles de rester dans le même état et que la tendance à changer se produit surtout dans les secteurs d'utilisation résidentielle et commerciale. Burnham en 1973, à partir d'une matrice de transition entre 1950 et 1969 prédit l'évolution de l'occupation du sol vers 2026, dans le sud de la vallée du Mississippi. En écologie, ce sont Waggoner et Stephens en 1970 qui ont introduit l'utilisation de Markov pour modéliser la succession forestière.

A cette époque, l'usage des chaînes de Markov était célébré et on louait leur capacité de prédiction. Dans le cas du LUCC, on mettait en valeur sa contribution potentielle à la prise de décisions pour la gestion territoriale. Cependant, ces études, et d'autres, ont également critiqué et cherché des solutions aux restrictions des chaînes de Markov : *Les modèles Markov de simulation de l'occupation du sol masquent les variables causales, cependant, le modèle décrit les changements intertemporels d'occupation du sol et, surtout, fournit un cadre d'analyse des politiques institutionnelles alternatives qui permettent de dessiner des usages futurs spécifiques du sol.* (Burnham, 1973, p.258). Et Brown en 1970 (p.399) disait, en observant les processus du monde réel – particulièrement les processus géographiques –, que ceux-ci conduisent souvent à l'insatisfaction en appliquant le modèle de chaîne de Markov, ce qui dans l'ensemble « se concentre sur trois de ses aspects : la supposition selon laquelle toutes les variables dans tous les états se soumettent au processus de transition dans chaque intervalle de temps, la supposition de stationnarité dans les probabilités de transition [à savoir, la constance dans le temps et l'espace], et son application aux situations de contagion. ». En 1989, Baker fait une proposition pour relier les probabilités de transition avec des variables exogènes ou endogènes et franchir ainsi les limitations de stationnarité et de causalité. De plus, il présente un examen synthétique des modèles utilisés dans le domaine du changement d'occupation du sol, et fournit également une liste ordonnée des publications concernant l'utilisation des chaînes de Markov des chaînes Markov. En outre, il établit une classification générale des modèles.

Concernant les publications postérieures, on relève en particulier les travaux de Muller *et al.* en 1994, qui ont quantifié la dynamique entre l'occupation agricole, forestière et urbaine au Niagara en utilisant des matrices de périodes distinctes ; Boerner *et al.* (1996) qui réalisent des prédictions de l'occupation du sol vers l'année 2039 à partir de différentes périodes depuis une base comprise entre 1940 et 1988 ; Brown *et al.* (2000) qui combinent des chaînes de Markov avec des modèles de régression pour simuler des changements entre la forêt et non forêt; Logofet et Lesnaya (2000) qui analysent les possibilités des chaînes de Markov pour la prédiction de dynamiques forestières ; Logofet et Korotkov (2002) qui développent un modèle de succession des types de forêts sur CM et discutent les décisions heuristiques de la modélisation. Finalement,

Guan *et al.* (2008) analysent l'évolution spatiale du paysage de la ville de Kitakyushu au Japon, en utilisant les indices de la théorie de l'écologie du paysage et parallèlement mettent en œuvre un modèle Markov pour prédire la tendance du changement d'utilisation du sol.

Il faut noter le travail de Li et Reynolds (1997), car il s'agit de l'un des premiers travaux qui reconnaît les potentialités de l'intégration du modèle de Markov avec des automates cellulaires, un hybride qui a continué à se développer à ce jour. Au cours des deux dernières décennies, certains chercheurs du domaine de l'environnement et du paysage emploient Markov en le complétant avec des méthodes d'automate cellulaire et aussi des techniques d'aide à la décision telle que l'évaluation multicritère (EMC). Cela compense les restrictions des chaînes de Markov, en ce qui concerne l'absence de représentation spatiale et de facteurs explicatifs. Alors que le processus de chaîne de Markov « *contrôle l'évolution temporelle des types d'occupation du sol sur la base de matrices de transition* », le « *modèle d'automate cellulaire contrôle le changement de configuration spatiale à travers des règles locales en tenant compte de la configuration du voisinage et des cartes de transition potentielle* » (Guan *et al.*, 2011) et L'EMC permet de différencier l'espace selon la capacité d'accueil pour une catégorie d'occupation, déterminée à travers la combinaison de facteurs physiques et/ou socio-économiques (Paegelow *et al.*, 2003).

C'est en ce sens que Paegelow *et al.* (2003), au moyen d'un Système d'information géographique, appliquent et analysent en deux zones l'emploi combiné de chaînes de Markov avec des automates cellulaires et l'EMC. Ils obtiennent de meilleurs résultats avec la méthode combinée qu'avec l'usage exclusif de Markov. Follador *et al.* 2008 appliquent cette même méthode combinée – qu'ils dénomment "géomatique" – pour simuler la déforestation, de plus ils appliquent d'autres méthodes et les comparent. Parmi quelques publications plus récentes de cette ligne de recherche, on peut citer Guan *et al.* (2011) qui utilisent CM, EMC et Automate cellulaire, avec une base des années 1976, 1987, 1997 et 2006 pour projeter vers 2015 et 2042. Le modèle, validé en 2006, est composé de six catégories d'occupation du sol et de sept facteurs, et il a montré une fiabilité satisfaisante. Kamusoko *et al.* en 2009 simulent pour une zone du Zimbabwe, à l'horizon 2030, des changements dans l'occupation/utilisation du sol (agriculture, forêt, zones de pâturage, sols nus et eau) ; les résultats de la simulation ont indiqué une tendance à la baisse continue des zones boisées et une tendance à la hausse des zones de sols nus. En 2013, Kamusoko *et al.* simulent les transitions entre les catégories forêt, forêt perturbée et non-forêt ; les résultats d'une calibration ont montré une simulation relativement bonne, même si la classe non-forêt a été légèrement sous-estimée.

7.6 Intelligence artificielle (IA)

Il y a plus d'une définition d'IA, mais toutes sont orientées vers le développement de dispositifs ou de systèmes non-vivants qui agissent rationnellement ou imitent le comportement rationnel des êtres intelligents. Habituellement, il est reconnu que dans le domaine de l'Intelligence Artificielle, le débat se trouve entre une Intelligence Artificielle Forte (associée à Alan Turing) et une Intelligence Artificielle Faible (associée à John Searle). Les partisans de l'IA forte soutiennent qu'il est possible de créer une machine avec une conscience qui pense et qui comprend les données qu'elle traite. Au contraire, l'IA faible suppose que les ordinateurs peuvent "simuler" l'intelligence humaine, mais ne peuvent pas agir comme s'ils étaient intelligents.

Au-delà de ce débat, nous voulons connaître les outils qui sont nés sous l'aile du champ de l'IA et qui se sont adaptés à la modélisation du LUCC, et afin d'avoir un point de repère, nous prenons la définition d'IA de l'*Encyclopedia of Neuroscience*, peut-être un peu plus orienté vers l'IA faible : « *L'idée que les processus mentaux peuvent être simulés ou reproduits dans des ordinateurs, au moins en principe ; cela signifie que des systèmes artificiels peuvent effectuer des processus mentaux* » (Binder *et al.*, 2008, p.181).

Avant de présenter les méthodes les plus importantes, il est nécessaire de mentionner certaines caractéristiques communes qui sont généralement présentes dans les systèmes intelligents ; par exemple, ils sont constitués d'unités intelligentes, habituellement appelés "agents intelligents" : « *Un agent intelligent est un dispositif qui interagit avec son environnement, de manière flexible et dirigée vers objectifs, en reconnaissant des états importants de l'environnement, il agit pour obtenir des résultats désirés* » (Wilson et Keil, 1999, p.411). Le terme agent intelligent est ample, il peut varier de l'unité minimale au système lui-même. En termes de modélisation spatialement explicite du sol, ces agents intelligents ont été représentés par exemple par un pixel, pour un agent ou pour un neurone artificiel. Dans de nombreux systèmes, ces agents intelligents « *fonctionnent de façon autonome, ils perçoivent leur environnement, persistent pendant une longue période de temps, s'adaptent aux changements et ils créent et attendent leurs buts. Un agent rationnel est celui qui agit de manière à obtenir le meilleur résultat ou lorsqu'il y a incertitude, le meilleur résultat attendu* » (Russell et Norvig, 2010, p.4).

Une autre caractéristique commune des systèmes intelligents est la capacité à apprendre, ils peuvent acquérir leur connaissance de deux manières, soit d'une manière ajoutée, c'est-à-dire à partir de sources externes et généralement depuis des bases de données, comme c'est le cas pour les automates cellulaires, systèmes experts et des systèmes multi-agents, soit à partir de l'auto-apprentissage, où le modèle apprend aussi des connaissances de base et connaissances ajoutées pour commencer la modélisation, mais qui plus tard peut produire lui-même la connaissance et l'affiner, c'est par exemple le cas des réseaux de neurones et des systèmes multi-agents (Paegelow et Camacho Olmedo, 2008).

Nous examinons par la suite les modèles basés sur l'IA les plus largement utilisés dans la modélisation spatialement explicite des systèmes environnementaux et du LUCC, que sont les automates cellulaires, les réseaux neuronaux et les systèmes multi-agents.

7.6.1 Automate cellulaire(AC)

Les modèles qui reposent sur l'utilisation d'AC sont une des approches pour la simulation du changement d'occupation/utilisation du sol (Langlois et Philipps 1997 ; Verburg *et al.*, 2004b). Ce sont des modèles mathématiques qui peuvent être utilisés pour représenter des systèmes dans lesquels plusieurs composants individuels agissent ensemble pour produire des comportements dynamiques complexes. Malgré la simplicité des principes des AC, le système peut atteindre un comportement complexe étonnant, fluctuant entre l'aléatoire et l'ordre apparent.

Le développement de l'automate cellulaire trouve ses sources dans la biologie et s'appuie sur la physique informatique. Le point de départ, dans les années quarante, est lié aux progrès de Von Neumann qui a réalisé des recherches sur la façon de créer des dispositifs informatiques analogues au cerveau humain, répondant aux mêmes principes que des systèmes naturels (Burks, 1970). Ensuite, pendant les années soixante-dix, l'AC a gagné une grande popularité grâce au

travail de John Conway, appelé « Jeu de la Vie » (Gardner, 1970). Le "Jeu de la Vie" est un très bon exemple d'un automate cellulaire, il peut acquérir une variété de formes spatiales qui viennent de certaines positions initiales (Figure 76). L'univers du jeu de cellules est constitué de cellules carrées qui forment une grille orthogonale théoriquement infinie. Chaque cellule peut répondre à deux états possibles: vivant (1) ou mort (0), ces valeurs correspondent à chaque génération en fonction des valeurs de la génération précédente. Chaque état conduit à l'état suivant à partir de règles très simples et préétablies :

Toute cellule vivante avec deux ou trois voisines vivantes dans l'actuel état, survit et passe à la prochaine génération. Sinon elle meurt ou reste morte (pour «solitude» ou «surpopulation»). Chaque cellule morte et adjacente à exactement trois cellules voisines vivantes (pas plus, pas moins), deviendra une cellule vivante dans la prochaine génération.

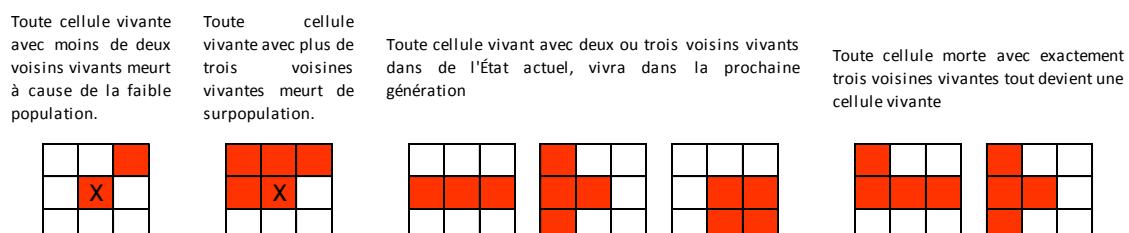


Figure 76 : Les règles de transition de la Jeu de la Vie de Conway.

Nous comprenons par un AC, un système dynamique discret dans l'espace et le temps, qui consiste en un réseau régulier de cellules, chacune avec un nombre fini d'états, qui peut changer dans un état prochain du temps, en fonction de la situation actuelle propre et de celle de ses voisines (Burks, 1970 ; Langlois et Philipps, 1997). Afin de mieux définir le sens d'un AC, nous allons rappeler littéralement les paroles de Burks, qui nous semblent une définition très illustrative d'un automate cellulaire :

« La notion d'un automate cellulaire est construite de la manière suivante. Il commence par un espace cellulaire, qui consiste en un espace euclidien infini à n dimensions, avec une relation définie de voisinage de cet espace. La relation de voisinage donne, pour chaque cellule, une liste finie des cellules qui sont ses voisines. La base du temps du système est synchrone, avec $t = 0, 1, 2, 3, \dots$ [...] Un système d'automates cellulaires [...] est spécifié en donnant une liste finie d'états pour chaque cellule, un état unique [...] et une règle qui donne l'état d'une cellule dans le temps $t - 1$, en fonction de son propre état et les états de ses voisins au temps t » (Burks, 1970, p.3).

Caractéristiques

Les automates cellulaires peuvent être décrits de deux manières en fonction de leurs caractéristiques (Langlois et Philipps, 1997) : structurellement et fonctionnellement.

Le point de vue structurel se réfère à l'aspect de la topologie du réseau cellulaire (forme, nombre et agencement des cellules). Cet espace, organisé géométriquement, est l'élément de base d'un automate cellulaire, il fonctionne comme une sorte de mémoire qui stocke les états.

Le voisinage d'une cellule donnée, par définition, est l'ensemble topologique des cellules qui interagissent avec cette cellule (*op cit.*). C'est-à-dire que le voisinage d'une cellule se rapporte aux cellules autour d'elle. Ce voisinage peut être un contact direct avec la cellule, mais peut aussi

inclure un plus grand nombre de cellules, comprenant certaines qui ne sont pas nécessairement en contact avec elle (*op cit.*). Ainsi, tel que le montre la figure 77, peuvent exister des automates cellulaires unidimensionnels : un ensemble de cellules alignées entre elles ; des réseaux bidimensionnels : qui peuvent utiliser arrangements quadrangulaires, triangulaires, hexagonales, entre autres ; et en trois dimensions : les ensembles de cellules peuvent constituer des surfaces ou des volumes.

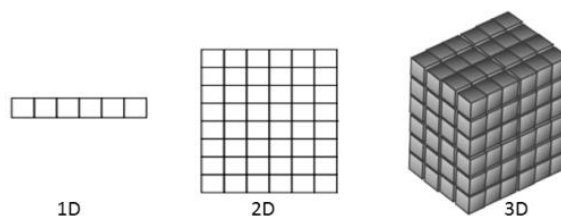


Figure 77 : Dimensions des automates cellulaires.

Pour un automate à deux dimensions et rectangulaire, le voisinage est habituellement défini de deux façons: (i) Voisinage de Von Neumann : la cellule et les quatre plus proches voisines (haut, bas, droite et gauche) et (ii) Voisinage de Moore : la cellule et les huit plus proches voisines (Figure 78).

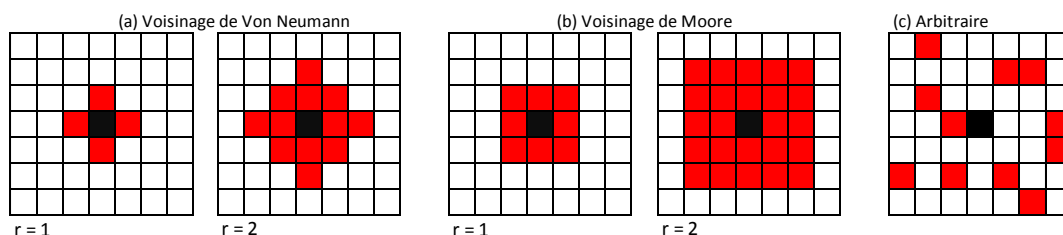


Figure 78 : Voisinages d'un automate cellulaire.

Parmi les caractéristiques fonctionnelles se trouve la liste ou "alphabet", qui est un ensemble de valeurs discrètes finies correspondant aux états que peuvent prendre les cellules de manière stochastique ou déterministe. Par exemple, dans un modèle simple, chaque cellule pourrait avoir des états binaires 1 ou 0 tel que le Jeu de la Vie. En d'autres simulations plus complexes, ces cellules peuvent prendre nombreux états différents. Par exemple, dans un modèle de simulation du LUCC, les états correspondent habituellement aux catégories d'occupation/utilisation du sol.

Une autre caractéristique fonctionnelle importante est la règle de transition, qui définit la manière, ou les conditions, selon lesquelles une cellule peut passer d'un état à un autre. Les valeurs des cellules sont mises à jour de façon synchrone dans des étapes de temps discrets et conformément à une règle locale qui est identique pour toutes les cellules. Dans un modèle de simulation, les règles peuvent provenir de jugements d'experts ou se dériver de l'analyse statistique. Cette règle de mise à jour tient compte de la valeur de la cellule elle-même et des valeurs des cellules voisines dans un certain rayon.

En suivant White *et al.* (2000), on peut résumer que le modèle d'automate cellulaire est composé de :

Un **espace** à une ou à n-dimensions, divisé en un ensemble de cellules;

Le **voisinage** de cellules d'une taille et forme définies;
Un ensemble d'**états** discrets des cellules;
Un ensemble de **règles** de transition qui déterminent l'état d'une cellule en fonction de l'état des cellules voisines;
Le pas de **temps** discret, simultanément avec la mise à jour de l'état de toutes les cellules.

Classification qualitative des dynamiques des AC

Wolfram (1984) a défini un automate cellulaire comme un système construit à partir de nombreux composants identiques, chacun simple, mais qui ensemble sont capables d'atteindre des comportements complexes. Bien qu'il existe différentes règles concernant les automates cellulaires qui produisent de nombreuses formes, selon Wolfram il est possible, à partir de l'observation de la dynamique d'évolution, d'identifier quatre classes de dynamiques qui produisent certaines caractéristiques dans la forme :

Classe I. Evolution vers un état uniforme. Après bout d'un certain nombre de générations, toutes les cellules de l'automate convergent vers un seul état, vers une configuration stable et homogène, c'est à dire toutes les cellules finissent par atteindre la même valeur.

Classe II. Evolution à états cycliques isolés. Au cours de l'évolution de l'automate, il y a certains comportements qui se répètent constamment au fil du temps. À partir d'une configuration aléatoire l'évolution conduit à un ensemble de structures simples, stables ou périodiques.

Classe III. L'évolution conduit à un modèle chaotique. Comme dans les automates cellulaires de classe II, les automates cellulaires de classe III ont des comportements répétitifs, mais pas aussi facilement identifiables. Le comportement peut être extrêmement chaotique, ce qui rend l'analyse plus complexe.

Classe IV. Evolution à états complexes isolés. Ce type d'automate est une combinaison de classes I, II et III. L'évolution conduit à des structures isolées qui présentent un comportement complexe ; ni très chaotique, ni totalement ordonné.

Applications des automates cellulaires

Silvertown *et al.* en 1992 simulent dans un modèle d'AC de 40x40 cellules, la compétition entre cinq espèces de gazon. Chaque cellule peut changer son état en hébergeant une autre espèce selon des règles basées sur des taux de remplacement. Parmi d'autres résultats, ils constatent que la disposition des groupes monospécifiques produit des résultats qui dépendent de la juxtaposition initiale des espèces. Behera *et al.* (2012), en utilisant un modèle mixte d'AC et chaînes de Markov, ont déterminé que l'expansion agricole est le principal moteur de la perte des forêts et des zones humides dans le bassin du Choudwar en Inde ; les règles de conversion de l'utilisation du sol établies sont basées sur la proximité aux voies de transport terrestre et aux zones habitées ainsi que sur d'autres facteurs socio-économiques et biophysiques. Selleron et Mezzadri-Centeno (2008) modélisent la dynamique de la déforestation dans le milieu tropical humide du Venezuela ; les règles de propension au changement sont liées à la proximité aux zones qui historiquement ont présenté une régression ou une progression de la forêt, et aussi à la proximité aux amplex régions puisque elles ont une plus grande influence sur le changement des zones voisines. Parmi les autres modèles qui utilisent des AC pour la simulation de la forêt on

trouve Elmozino et Lobry (1997) en plus de Dubé *et al.* (2001) et Soares-Filho *et al.* (2002). Ils sont aussi largement utilisés dans la simulation du comportement du feu ; en Islande, Alexandridis *et al.* (2008) arrivent à résultats satisfaisants avec un modèle qui simule un incendie forestier, réglé par la végétation (densité et type) et le vent (vitesse et direction). Sullivan et Knight (2005) développent un modèle hybride AC 2D de croissance d'incendie, en utilisant des règles basées sur une couche de combustible en combinaison avec un modèle de convection.

Il y a de nombreux autres travaux qui ont utilisé les AC dans d'autres champs (épidémiologique, écologique, etc.), cependant, c'est dans le domaine de la dynamique urbaine qu'il y a eu un plus grand développement, tant théorique (Forrester, 1969; Tobler, 1979 ; Langlois et Philipps, 1997 ; *in* Paegelow et Camacho Olmedo, 2008), que pratique (Barredo *et al.*, 2003, Feng *et al.*, 2011). Selon l'étude de Van Schrojenstein *et al.* (2011), l'AC est le modèle le plus utilisé ces dernières années pour simuler le LUCC. Aujourd'hui, il existe des développements informatiques contenant des algorithmes pour appliquer des AC avec des interfaces personnalisées qui facilitent grandement leur utilisation (voir Van Schrojenstein *et al.*, 2011 et Paegelow et Camacho Olmedo, 2008), par exemple SLEUTH (Slope, Land use, Exclusion, Urban extent, Transportation and Hillshade). Ce modèle, anciennement appelé « *Clarke Cellular Automaton Urban Growth Model* » a été développé et testé dans plusieurs villes nord-américaines. Il est basé sur des automates cellulaires multi-échelle. Il est développé avec « *des règles prédéfinies de croissance* », spatialement appliquées aux cartes réticulaires de villes (Silva et Clarke, 2002, p.529), et appliqué et calibré dans différents lieux : Silva (*op cit.*) calibre SLEUTH sur deux régions métropolitaines portugaises ; Silva *et al.* (2008) combinent SLEUTH avec CVCA (*Countervailing cellular automata*) et évaluent des métriques paysagères et des cellules urbaines, afin de leur assigner des catégories de sol futures liées aux stratégies écologiques de planification urbaine ; Solecki et Oliveri (2004), relient les changements futurs d'utilisation du sol et le changement climatique.

7.6.2 Réseau de neurones artificiels (RNA)

Un des aspects les plus intéressants du RNA pour la modélisation de systèmes complexes, réside dans sa capacité d'apprentissage et la reconnaissance de formes (ou signaux ou objets). Ces capacités sont d'un grand intérêt pour le cas des modèles spatio-temporels du LUCC, où elles peuvent être utilisées par exemple à partir des données et des cartes d'occupation/utilisation du sol pour différentes dates, en permettant de reconnaître et reproduire de possibles traits caractéristiques de la distribution des différentes catégories de couverts du sol (Van Schrojenstein *et al.*, 2011).

Pour Kanevski et Maignan (2004, p.170) les modèles RNA « *sont des systèmes analytiques qui aident à résoudre des problèmes dont les solutions n'ont pas été explicitement formulées* ». Quand il n'existe pas une idée de la forme des fonctions qui pourraient représenter le comportement de nos données, les modèles RNA sont appropriés pour estimer ces fonctions ; ils peuvent être programmés ou entraînés pour stocker, reconnaître et récupérer des formes (*pattern* en anglais), ainsi que pour filtrer les données-bruit mesurées, et pour contrôler les problématiques mal définies (Kanevski et Maignan, 2004).

Dans l'organisation des neurones biologiques, les structures adaptent leur comportement par des mécanismes d'apprentissage – par l'habitude ou la sensibilisation –, de la même façon, les

RNA essaient d'imiter ces capacités (Touzet, 1992). Ils s'appuient sur l'hypothèse du comportement intelligent, qui suppose que celui-ci émerge de la structure et du comportement des éléments de base du cerveau (Neurones→ Circuits→ Systèmes et voies de communication→ Comportement global du cerveau) (*op cit.*). Ce sont McCulloch et Pitts qui ont pour la première fois envisagé les réseaux de neurones artificiels, dans les années 40, les réseaux de neurones en essayant d'imiter les capacités des neurones biologiques et du système nerveux, dans un modèle qui combine la neurophysiologie et la logique mathématique et qui conçoit le neurone comme un élément binaire qui s'active dans le temps discret ; les neurones ne peuvent être que dans deux états, inactif ou actif, et cette activation est fonction d'un seuil que possède chaque neurone (Arbib, 2003).

Quelques années plus tard, en 1949, le Canadien Donald Hebb a proposé l'un des algorithmes d'apprentissage les plus populaires sur les réseaux de neurones artificiels. Il est parti du principe que l'apprentissage peut être compris comme la mise en place de changements dans les niveaux synaptiques interneuronaux. Selon Hebb l'efficacité des synapses entre deux cellules est augmentée chaque fois que les cellules sont reliées simultanément par une stimulation synaptique et diminue lorsque les stimuli ne sont pas corrélés (Rojas, 1996).

Ensuite, Rosenblatt, en 1958, en s'appuyant sur des méthodes probabilistes, a développé – sur les réseaux McCulloch-Pitts⁵⁴ – le perceptron, un RNA en mesure de modifier les poids des connexions si les réponses du réseau n'étaient pas correctes. Il a montré que ces réseaux pourraient être entraînés pour classer et reconnaître certaines formes. Dans le modèle Perceptron – le premier neuro-ordinateur construit – les neurones sont des unités de traitement du signal composés d'un ensemble de connexions d'entrée pondérées, d'un sommateur pour faire la somme des signaux de ces entrées pondérées au moyen des synapses, et d'une fonction d'activation, qui peut être linéaire ou non linéaire.

Caractéristiques

En imitant les neurones biologiques, des neurones artificiels sont disposés dans un réseau qui peut acquérir des architectures ou topologies qui déterminent la configuration du réseau. Cette topologie peut prendre plusieurs formes, mais le plus souvent on peut distinguer une certaine régularité (Touzet, 1992). L'architecture la plus simple est celle formée par une seule couche (Figure 79), habituellement il s'agit d'un ensemble aligné où les entrées sur le réseau ne constituent pas une couche. Par ailleurs la structure en couches successives, appelées multicouches, augmente considérablement la puissance de modélisation des réseaux de neurones (Moreno *et al.*, 1994) et ce sont les réseaux les plus employés (Touzet, 1992). Dans ce cas, typiquement, chaque couche est reliée à un niveau suivant, ce qui permet de définir le parcours de l'information (activation) et donc les neurones d'entrée et de sortie (*op cit.*).

⁵⁴ En 1943 McCulloch (un biologiste) et Pitts (mathématicien) ont développé le premier modèle basé sur des neurones artificiels, qui permettait uniquement des intrants et des extrants binaires.

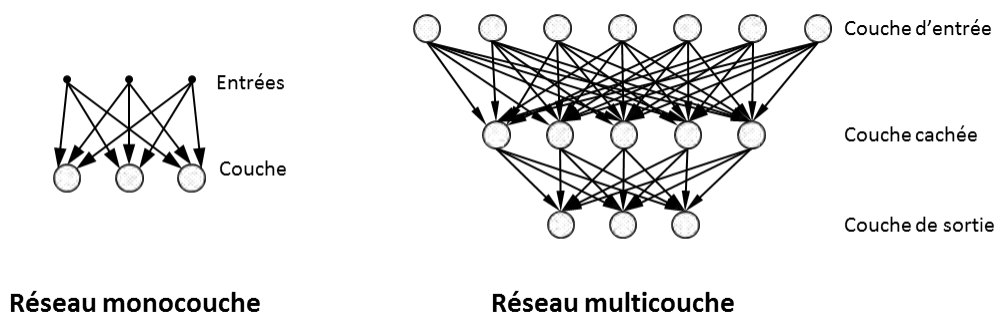


Figure 79 : Réseaux monocouche et multicouche.

Les réseaux multicouches peuvent être divisés en deux groupes principaux, les RNA « *feedforward* » et les « récurrents ». Dans le premier type, les couches maintiennent seulement des liens directs vers l'avant pour propager les informations. Le réseau n'a pas de routes de rétroaction vers les neurones d'entrée et il ne garde aucune mémoire de leurs valeurs de sortie précédentes ni de l'état d'activation des neurones (Rojas, 1996). Sa performance n'est pas réellement appropriée aux applications qui exigent une rétention de l'information du passé pour faire des prédictions. D'autre part, les réseaux récurrents sont beaucoup plus connectés et peuvent avoir des chemins de rétroaction entre tous les éléments qui les forment, ce qui les rend particulièrement adaptés pour estimer des processus dynamiques non linéaires ; des calculs partiels sont recyclés par le réseau lui-même et ils peuvent être réutilisés pour un certain laps de temps après leur apparition.

De manière générale, les RNA peuvent être considérés comme étant formés par des nœuds qui agissent comme des unités – de traitement – chargées de traiter les entrées pour obtenir des sorties, où le comportement du réseau global est déterminé par sa topologie, par les poids de connexion et des fonctions caractéristiques des neurones (Figure 80).

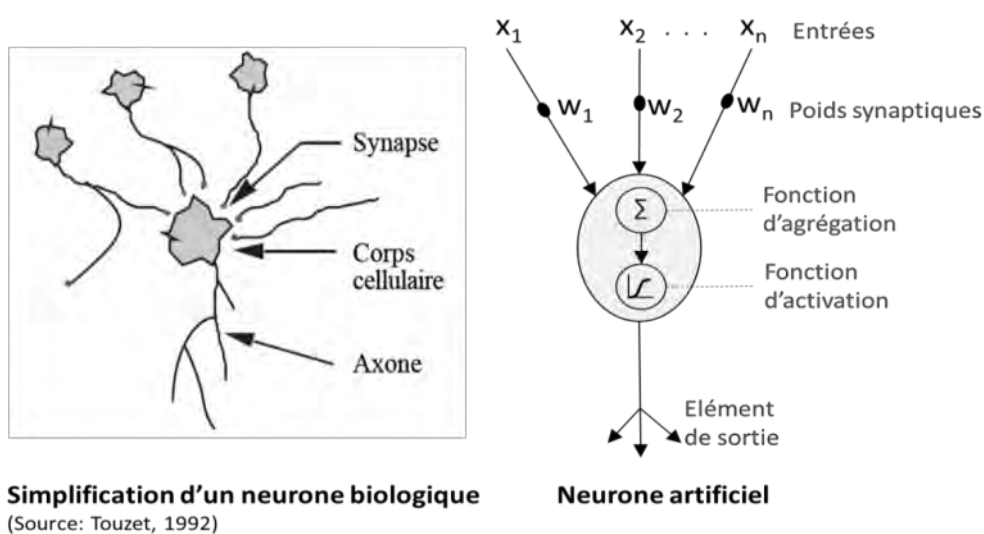


Figure 80 : Réseau de neurone biologique et artificiel.

Ci-dessous, on présente un résumé des éléments principaux pour déterminer un réseau neuronal artificiel :

Unité de traitement de l'information : des cellules qui opèrent en parallèle en réalisant des calculs à partir des vecteurs d'entrée x_j , depuis l'extérieur ou d'autres neurones, ce qui produit une réponse ou sortie y_i .

Ensemble de synapses : les connexions entre les unités de traitement.

Poids synaptique : qui représente la force de l'interaction entre les unités d'entrée (j) et de sortie (i).

Fonction d'agrégation $hi(t) = \sum_j wijxj$: Chaque unité de traitement détermine la valeur d'entrée sur la base de toutes les connexions d'entrée et les poids de connexion associés. Généralement, ces valeurs d'entrée sont calculées en utilisant la somme pondérée des entrées de poids correspondants.

L'état d'activation $ai(t)$: le niveau d'activation du neurone i à l'instant t . L'activation est le degré ou le niveau d'excitation d'un neurone, et en général, elle est modifiée en fonction de facteurs tels que: (i) l'activation préalable de l'unité ; (ii) les entrées que le neurone reçoit ; (iii) les poids des connexions ; (iv) la fonction d'activation utilisée pour calculer l'activation de ces entrées.

Fonction d'activation : Fonction mathématique utilisée pour calculer le prochain état d'activation. Elle fournit l'état du neurone i en fonction : de son état précédent $ai-1(t)$, de toutes les entrées recevant cette unité, des autres unités et des poids des connexions que l'unité a avec les unités dont il reçoit les entrées. Cette fonction peut être linéaire, ou bien une fonction de seuil ou encore n'importe quelle fonction qui dépende de la topologie du réseau. Parmi les fonctions les plus typiquement utilisées, on trouve généralement la fonction d'identité, la fonction échelon et la fonction sigmoïde.

Fonction de sortie (ou de transfert) $Fi(ai(t))$: Après le calcul de l'activation d'une unité, la valeur de sortie est déterminée au moyen d'une fonction que fournit la sortie du neurone i en fonction de son état d'activation, puisque des unités avec le même degré d'activation mais avec des fonctions d'activation distinctes peuvent produire différents signaux de sortie. Cette fonction de sortie peut prendre différentes formes, mais en général elle est du type seuil et peut être d'identité ou en forme d'échelon, ce qui signifie qu'elle renvoie une valeur si elle dépasse un certain seuil.

L'auto-organisation et l'adaptabilité sont aussi caractéristiques inhérentes aux RNA. Un réseau de neurones peut ajuster sa structure au moyen de l'apprentissage pour découvrir de nouveaux résultats. Les RNA se comportent « *comme une boîte noire qui exploite une base de données matérialisant les connaissances (base d'apprentissage)* » (Paegelow, 2004, p.130). Certains modèles RNA peuvent mettre en œuvre l'apprentissage à partir d'exemples ("apprentissage supervisé"). Dans ce cas, on présente au réseau une série de signaux d'entrée et des signaux désirés de sortie, de telle sorte que dans le processus d'apprentissage les poids des connexions sont modifiés afin de réduire l'erreur. Le processus est réitéré jusqu'à ce que la différence entre la sortie et l'entrée soit faible et acceptable.

L'autre type de apprentissage est appelé "non supervisé" (ANS), elle ne requiert pas une connaissance a priori, ni des instructions de sortie désirées. Mais des signaux d'entrée existent pour son entraînement postérieur. Dans l'ANS le réseau traite les signaux d'entrée comme un ensemble de variables aléatoires et découvre de manière autonome dans les données d'entrée des formes caractéristiques, des régularités, des corrélations et des catégories.

L'un des algorithmes d'apprentissage ou d'ajustement de poids le plus utilisé, est le "*Backpropagation*" (Touzet 1992 ; Moreno *et al.*, 1994). Rumelhart, Hinton et Williams en 1986 (Rojas, 1996) ont mis en place cet algorithme pour les réseaux multicouches, ce qui a contribué à relancer l'intérêt pour les réseaux de neurones. Dans cet algorithme, des paires de signaux traversent le réseau, l'un va et l'autre revient. Le signal se propage vers l'avant à travers le réseau, et lorsqu'il atteint la couche de sortie, il est comparé à la réponse désirée, et un signal d'erreur est calculé. Les sorties avec l'information d'erreur se propagent vers l'arrière à partir de la couche de sortie vers la couche d'entrée – en traversant les couches intermédiaires –, ce qui fait que les valeurs des poids synaptiques d'une couche changent en fonction de la couche postérieure. De cette façon, les couches intermédiaires sont elles-mêmes organisées en apprenant à reconnaître les différentes caractéristiques de l'ensemble des entrées. Le processus s'arrête quand un signal de sortie très proche de celui souhaité est obtenu.

Applications des réseaux de neurones artificiels

L'utilisation des RNA dans la modélisation de l'environnement commence à se remarquer depuis le début des années 90. Dans le domaine de la géographie, la publication *Neural Nets: Applications in Geography* (publiée par Hewitson et Crane en 1994) est remarquable. Elle rassemble plusieurs conceptualisations et applications des RNA sur l'espace géographique développés jusqu'à ce jour. On peut y trouver des classements et des prédictions réalisées à l'aide des RNA, tels que la classification des images multi-spectrales⁵⁵ pour la discrimination des nuages (Key L.R.), la comparaison entre la régression linéaire et les réseaux neuronaux afin de déterminer comment les interrelations entre la neige et la circulation atmosphérique influencent les distributions spatiales et temporelles de neige (McGinnis D.L.), la classification neurale en utilisant des cartes autoadaptatives (Kohonen Self Organizing Map, SOM) pour organiser les données démographiques et étudier la distribution spatiale des populations (Winter K. et Hewitson B.C.), et également le travail pionnier de Gould P., qui utilise différentes architectures de réseau *feedforward* et différents nombres de neurones d'entrée – et un neurone de sortie – pour prédire la distribution du SIDA dans certaines régions des États-Unis, qui a conclu que les meilleurs résultats ont été obtenus avec des variables d'entrée dynamiques liées à des effets épidémiologiques, plutôt qu'avec les variables démographiques statiques.

Dans l'étude des écosystèmes, un événement marquant a eu lieu en 1991 avec la publication de Colasanti, qui recommande l'utilisation de RNA dans la modélisation écologique, en faisant valoir des similitudes qu'il a trouvées entre le RNA et les écosystèmes. Des années plus tard, un atelier international a été organisé sur l'application des RNA en modélisation écologique (à Toulouse, France, 1998) ; là on a discuté l'application de différentes méthodes de RNA dans divers domaines de l'écologie, tels que les écosystèmes terrestres et aquatiques et l'écologie évolutive, y compris la télédétection. Dans Lek et Guégan (1999), on trouve un bon aperçu de cet atelier, ainsi qu'une référence aux documents présentés et on souligne l'apport de bibliographie *ad hoc*.

⁵⁵ Un examen plus récent de certaines méthodes neuronales pour la classification d'images satellites peut être trouvé dans El-Melegy et Ahmed, 2007, qui examinent et évaluent quelques méthodes et architectures neuronales, concluant que les réseaux de neurones probabilistes peuvent atteindre une haute précision. Atkinson et Tatnall (1997) "*Introduction neural networks in remote sensing*", exposent également des concepts et des techniques pour l'application des RNA dans la télédétection.

Le travail de Pijanowsky *et al.* (2002), a été l'une des premières applications à utiliser les réseaux neuronaux et les SIG pour prévoir les changements d'occupation/utilisation du sol ; ils ont utilisé un RNA *feedforward* avec un algorithme d'apprentissage du type *Backpropagation* et testé le modèle à différentes échelles. Ils ont également évalué les variables d'entrée : proximité aux différentes entités géographiques, la densité agricole et la qualité des vues. En ce qui concerne l'utilisation de RNA dans la gestion des forêts, en 1999, Peng et Wen (1999) ont publié un article dans lequel, au-delà de la présentation d'une bibliographie très utile, ils passent en revue et discutent certaines applications telles que (i) la cartographie et la classification des sols forestiers (ii) la modélisation de la croissance et la dynamique forestière (régénération, croissance, succession, mortalité et survie), (iii) l'analyse spatiale et modélisation des données, (iv) la modélisation de la dynamique des maladies, et (v) la recherche sur le changement climatique. Bien qu'ils présentent des applications réussies et reconnaissent les avantages des RNA par rapport à des modèles statistiques classiques, ils mettent également en garde au sujet de certains inconvénients, comme l'impossibilité ou, pour le moins, la difficulté à interpréter les composants des modèles de boîtes noires, le grand temps d'entraînement et le sur-ajustement (en anglais *overfitting*⁵⁶) possible des données. Hilbert et Ostendorf (2001) ont développé un modèle RNA (couplé avec AC) à petite échelle (pixel 1 ha) pour simuler la dynamique spatio-temporelle de la forêt tropicale en Australie ; ils ont utilisé un réseau *feedforward* avec 15 classes de forêt et 14 variables environnementales explicatives qui correspondent principalement aux facteurs climatiques, de relief et d'autres facteurs de proximité. La couche cachée s'est composée de 80 unités tandis que la couche de sortie de 15 unités. Follador *et al.* (2008) explorent la déforestation tropicale future au Guatemala en utilisant plusieurs approches, fondées sur des Chaînes de Markov, Automates cellulaires et le RNA Perceptron multicouches ; ils comparent les résultats de la calibration des modèles et ils fournissent d'importantes indications méthodologiques sur la mise en œuvre et le calibrage des modèles. D'autres applications intéressantes dans le domaine de la déforestation sont ceux de Mas *et al.* (2004) dans les forêts du Mexique ; ils ont utilisé une seule sortie : propension à la déforestation, et ils ont testé deux algorithmes d'apprentissage : *backpropagation* et Levenberg-Marquardt⁵⁷. Khoi et Murayama (2011) au Vietnam prédisent des superficies forestières vulnérables à la conversion, en combinant RNA avec des Chaînes de Markov (le nombre de unités d'entrée utilisées a été égal aux unités de la couche cachée et avec une unité de sortie).

Le spectre de l'utilisation du RNA est vaste et diversifié, et l'examen des différents domaines où il est appliqué est au-delà de la portée de cette thèse. Terminons en rappelant que dans le domaine de LUCC, les modèles urbains ont été assez développés, et qu'il y a de nombreuses applications qui peuvent ainsi contribuer à la modélisation de l'environnement tels que les travaux de Yeh et Li, 2003 et de Pijanowski *et al.*, 2005.

7.6.3 Les Systèmes Multi-Agents (SMA)

Le SMA est une autre approche utilisée pour simuler le LUCC ou en général pour modéliser des systèmes complexes dans lesquels émergent de multiples comportements des agents

⁵⁶ Dans l'apprentissage automatique, l'*overfitting* est l'effet de surentraînement d'un algorithme d'apprentissage avec des données dont on connaît le résultat souhaité.

⁵⁷ Pour en savoir plus sur cet algorithme, consulter Hagan M.T., Demuth H. et Beale M., 1996. Neural network design. Boston, MA., PWS Publishing, 734 p.

"intelligents" qui interagissent les uns avec les autres: « *Un aspect clé de la modélisation multi-agents est la découverte des comportements émergents – c'est-à-dire, les résultats à grande échelle résultant des interactions simples et de l'apprentissage entre des entités individuelles* » (Kelly *et al.*, 2013, p.173). Ils sont basés sur l'idée que les connaissances et les informations détaillées sont disponibles dans les propriétés individuelles et que les propriétés du système sont une conséquence non linéaire des actions potentielles des agents (*op cit.*). L'objectif global derrière ce type de modélisation est de reproduire la connaissance et le raisonnement de plusieurs agents hétérogènes en interaction (Bousquet et Le Page, 2004).

Bien qu'il n'existe pas de définition universellement acceptée de ce qu'est un agent, on peut accepter qu'il est l'unité individuelle fondamentale d'un modèle de SMA. Selon Ferber (1995, p.13) un agent peut être compris comme « *une entité physique ou virtuelle [...] qui est capable d'agir dans un environnement [...], qui peut communiquer directement avec d'autres agents [et] qui est capable de percevoir [...] son environnement* » (Figure 81). Un SMA peut être composé de deux ou plusieurs agents en même temps, qui partagent des ressources communes et sont en communication les uns avec les autres (Ferber, 1995). On en reconnaît deux types, (i) les *agents réactifs*, qui accomplissent des tâches simples selon des règles de stimulation. Ils ont la capacité de percevoir, mais pas de mémoriser et ils agissent de manière réflexive et directement par rapport aux états de l'environnement (Maciá, 2001; Coquillard et Hill, 1997), et (ii) les *agents cognitifs*, qui effectuent des tâches plus complexes. Ils sont caractérisés par leur capacité à percevoir, mémoriser et développer une fonction de décision. Ces agents peuvent connaître leur environnement et agir en fonction de lui de même que les autres agents, mais ils peuvent aussi agir en visant des objectifs (Maciá, 2001; Coquillard et Hill, 1997).

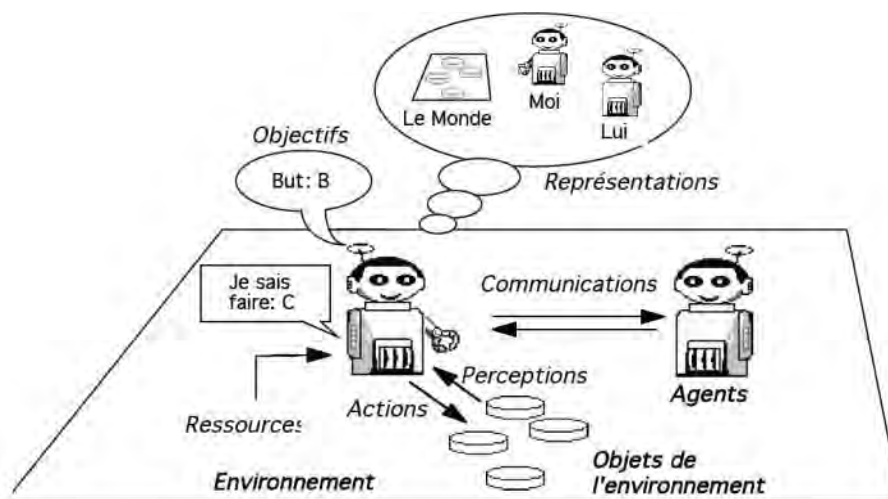


Figure 81 : Représentation d'un agent en interaction avec son environnement et avec les autres agents (Source : Ferber, 1995).

L'importance du SMA pour la modélisation LUCC réside dans l'accent mis sur les interactions entre les individus dans un contexte spatial – et les interactions entre cet espace et les individus –, il s'agit donc d'une approche très pertinente pour la compréhension des interactions entre l'homme et l'environnement, en permettant de modéliser et d'explorer la dynamique d'occupation/utilisation du sol et de renforcer la gestion des territoires et des ressources de l'environnement. À cet égard, Parker (2003, p.321) note que « *ces modèles peuvent servir de*

laboratoire social pour explorer les liens entre les comportements d'occupation du sol et les conséquences dans le paysage».

Par conséquent, le SMA est une importante approche à considérer pour une meilleure compréhension de la relation entre les activités humaines d'occupation du sol et les changements dans l'environnement, formant un système complexe où les décisions (individuelles ou collectives) de cette occupation ont finalement des conséquences sur la structure et la fonction des écosystèmes (Turner *et al.*, 2007). Plus précisément, un SMA est composé d'un modèle cellulaire (AC) représentant le paysage où les acteurs prennent des décisions et d'un modèle multi-agent, qui décrit l'architecture de la prise de décisions des agents dans l'espace (Parker *et al.*, 2003).

Ces deux composants sont intégrés à travers de spécifications d'interdépendances et de rétroactions entre les agents et leur environnement commun. Ainsi que dans la société, dans la modélisation par SMA, ces agents sont organisés selon des règles, qui décrivent leur comportement potentiel, soit un ensemble d'actions que l'agent doit choisir dans certaines situations : « Les agents sont dirigés par des restrictions ou des règles qui sont exprimés au niveau du groupe, c'est à dire qu'ils ne sont que des entités agissant placées dans un environnement dynamique » (Bousquet et Le Page, 2004, p.318). L'ensemble des règles dépendra bien sûr de chaque modèle et du modélisateur qui représente le comportement et les interactions entre les agents et l'environnement : « *dans tous les cas de simulation des systèmes adaptatifs complexes, les propriétés émergentes sont strictement dépendants des 'règles' préprogrammés par le chercheur* » (Fogel, Chellapilla et Angeline 1999, p.146 in Parker *et al.*, 2003, p.325). Les règles sont généralement basées sur des instructions qui font que les agents effectuent une action après qu'un état spécifié a été rempli.

La modélisation avec SMA a été utilisée dans divers domaines, en particulier ceux liés à l'environnement et à la gestion des ressources et LUCC. Parker *et al.* 2003, examinent certaines études utilisant des SMA combinés avec des automates cellulaires dans le domaine de LUCC. Ils ont recensé 15 études qui se concentrent sur l'agriculture, la forêt, les zones urbaines, de pâturages et de savanes, et les problématiques sont liées à la déforestation (et reboisement), la planification, l'investissement et le développement durable, tandis que les types d'agents peuvent correspondre à des villes, des propriétaires fonciers, des bergers, de petits agriculteurs et des intervenants (un agent n'est pas nécessairement une personne). Kelly *et al.* (2013) font aussi un examen des modèles de SMA et citent une littérature liée aux interactions humaines, animales et biophysiques ; ils mentionnent aussi certaines plateformes de SMA disponibles pour les utilisateurs, comme par exemple, CORMAS (*Common Pool resource and multi-agent systems* ; cormas.cirad.fr) développée au CIRAD⁵⁸ (Bousquet, 2001).

Plus récemment, Filatova *et al.* (2013) font aussi un examen des modèles de SMA utilisés; ils discutent les progrès et les défis dans le développement de SMA, en particulier en ce qui concerne la définition des agents et de leurs règles. Ils font remarquer que par rapport à la conception du comportement des agents dans des “*systèmes socio-écologiques couplés*”, une somme de travail plus importante est nécessaire pour mieux comprendre les processus de prise de décisions et leurs interactions alternatives, ce qui sous-tend la connaissance environnementale et le rôle du contexte dans la détermination de la représentation du comportement. Ils ajoutent

⁵⁸ Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, France.

également qu'il existe peu de modélisations comportant des validations qui aillent au-delà d'une simple comparaison des résultats du modèle avec les observations réalisées. Paegelow et Camacho Olmedo (2008) notent aussi que, parmi les facteurs limitant le développement de SMA, les difficultés de validation sont importantes (en plus de la grande quantité de temps de traitement nécessaire).

Un exemple illustratif d'application de SMA dans la déforestation est le modèle développé par Moreno *et al.* (2007) dans une réserve forestière vénézuélienne ; le modèle simule trois scénarios fondés sur les politiques gouvernementales. Il est composé de trois agents : les colons, les concessionnaires du bois et le gouvernement, tandis que les règles relatives à d'éventuels changements dans l'occupation du sol sont liées à (1) la présence de population, (2) la couverture du sol, (3) la présence de surveillance et (4) la durée de chaque occupation du sol. Les interactions des agents avec l'environnement se rapportent à la nécessité d'exploitation et à l'occupation existante du sol, lesquels conditionnent les changements futurs.

7.7 L'évaluation multicritère et multiobjectif

Il existe une série de techniques provenant de la théorie de la décision que l'on peut utiliser pour compléter la modélisation spatio-temporelle. Selon Eastman *et al.* (1993 : *in* Barredo, 1996, p.48) cette théorie met l'accent sur la spécification des raisons pour lesquelles les décisions sont prises d'une manière déterminée, en s'appuyant en général sur des techniques d'analyse des décisions sous la forme de l'étude orientée à choisir la meilleure(s) alternative(s) par rapport aux objectifs et préférences du décideur.

En considérant qu'au sein des problématiques territoriales et environnementales il existe souvent de nombreuses et complexes alternatives à évaluer et des critères – parfois en conflit –, les techniques d'analyse décisionnelle peuvent contribuer à faire des choix d'une manière plus fondée. Une technique souvent utilisée dans le domaine de l'analyse spatiale et la modélisation spatio-temporelle est l'Evaluation Multicritère (et Multiobjectif).

L'Evaluation Multicritère (EMC) peut être définie comme un ensemble de techniques destinées à assister les processus de prise de décision, de sorte de réaliser un jugement comparatif pour aborder les problématiques liées aux préférences ou à la sélection (et évaluation) parmi un ensemble d'alternatives. Pour Barredo (1996) l'EMC est un ensemble de techniques utilisées pour faire face à la décision multidimensionnelle et elle est en général orientée à la construction des modèles d'évaluation dans le domaine de la prise de décision, dont le but principal est de « *faire des recherches sur un certain nombre d'alternatives à la lumière de plusieurs critères et objectifs en conflit* » (Voogd, 1983 p.21, *in* Barredo *op cit.*).

Dans le domaine de la modélisation du LUCC, les techniques d'EMC contribuent à améliorer l'explication spatio-temporelle, par exemple à travers de l'évaluation des alternatives d'occupation du sol compte tenu des variables environnementales. Aujourd'hui ces techniques figurent parmi les fonctions d'analyse et de modélisation spatio-temporelle des systèmes d'information géographique et permettent de relier les usages et couverts des sols avec un ensemble de variables qui peuvent expliquer ou décrire leur localisation et dynamique (Paegelow, Camacho Olmedo et Menor Toribio, 2003). Pour Paegelow (2004, p.139) l'EMC « *est une technique d'aide à la décision basée sur plusieurs critères [...]. En l'occurrence l'objectif est*

l'occupation du sol. Celle-ci est une variable à états discrets et finis : les différentes catégories d'occupation du sol ».

Quand on fait face à un problème à travers l'EMC, trois composants principaux peuvent être identifiés : le décisionnaire, les alternatives et les critères. Le décisionnaire peut être une seule personne qui est responsable de décider quoi faire, ou des personnes ou organisations impliquées dans le processus de prise de décision. Les alternatives sont les possibilités de choisir à la lumière des critères, alors que les critères sont définis comme un « *aspect mesurable d'un jugement, par lequel une dimension des alternatives sous considération peut être caractérisée* » (Voogd, 1983, in Barredo, 1996, p.59). Du point de vue de leur emploi dans la modélisation du LUCC, les critères peuvent conditionner la variable modélisée (occupation du sol), et selon ce qui est désiré, ils sont capables de déterminer ou modifier la valeur de l'aptitude d'un point du territoire pour qu'un usage spécifique du sol y existe. Les critères peuvent être de deux types : facteur ou contrainte. Les facteurs sont les aspects qui augmentent ou diminuent la valeur d'une alternative de priorité ou d'aptitude, alors que les contraintes sont les restrictions limitant la possibilité d'une alternative, par exemple une variable environnementale peut exclure certaines alternatives ou états de réalisation de la variable modélisée d'un territoire. Les restrictions agissent booléennement (vrai ou faux ; 0 ou 1 ; il existe ou non) et dans la modélisation de l'occupation du sol elles peuvent limiter des superficies déterminées (Figure 82).

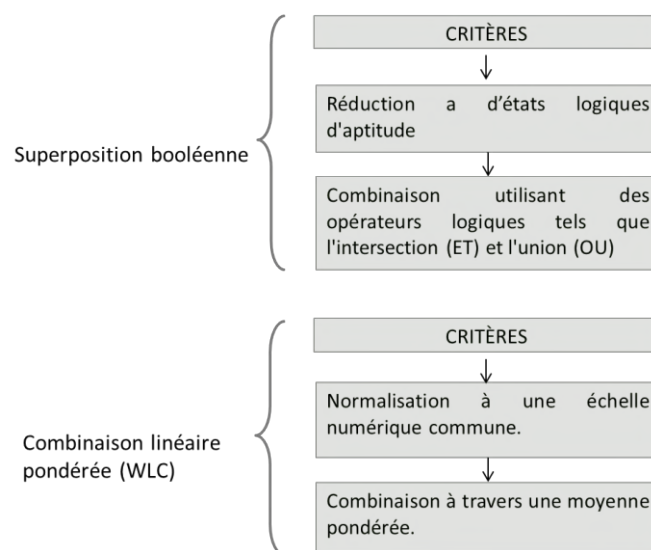


Figure 82 : Procédures de combinaison de critères dans l'évaluation multicritère (élaborée à partir de Barredo, 1996).

Parmi les techniques pour l'ajustement et la normalisation des données qui représentent les critères relatifs aux facteurs, on peut mentionner par exemple l'évaluation de la significativité pour expliquer la répartition des alternatives évaluées, au moyen l'utilisation de tests statistiques classiques qui estiment à quel point les variables d'environnement sont significatives par rapport à l'alternative évaluée (Paegelow, 2004). Une autre technique consiste à employer diverses fonctions d'appartenance en utilisant le concept de logique floue (Saaty, 1977 ; Eastman et Jiang, 1996, in Paegelow, 2004) qui permet d'évaluer les valeurs d'appartenance à un ensemble de possibilités et qui « [...] *transforment les états des variables en degré de probabilité* » (op cit., p.138). Aujourd'hui certains SIG incluent des fonctionnalités pour la classification des données à

partir de logique floue. Par exemple, le SIG *Idrisi* permet de classer les couches-facteurs sur la base de fonctions d'appartenance (de logique floue) tels que les types monotone ascendant, monotone descendant, symétrique et asymétrique (Eastman, 2006).

Pour intégrer l'importance relative de chacun des facteurs dans l'étape de combinaison finale de l'évaluation, il existe différentes façons d'incorporer la contribution d'un facteur particulier – par rapport au reste de facteurs – pour expliquer la variable évaluée (ou modélisée). Il existe notamment des méthodes d'assignation directe, où le décideur – ou d'un groupe d'experts – assigne un poids spécifique à chaque facteur à partir de la connaissance des alternatives (ou des états de la variable). Il s'agit souvent d'une valeur numérique cardinale (entre 0 et 1). Les méthodes indirectes reposent sur des techniques (arithmétiques, statistiques, participatives, etc.) qui sont utilisées pour attribuer une valeur à chaque facteur ; parmi les techniques les plus fréquemment utilisées on trouve la ponctuation, la transformation à échelle ordinale, la méthode Delphi et la comparaison par paires (Barredo, 1996). Au cours de la modélisation dans cette thèse, la technique de comparaison par paires a été utilisée, plus particulièrement la méthode analytique hiérarchique développée par Saaty (1977)⁵⁹. La technique fonctionne par la comparaison binaire de facteurs sur une matrice (Tableau 9), afin d'établir l'importance relative entre deux critères impliqués dans la détermination d'un objectif, pour notre cas, une catégorie d'occupation du sol. Cependant, le procédé appelle à réaliser également des évaluations subjectives afin d'établir le poids relatif de chacun des facteurs sur chacune des alternatives. Pour cela, cette évaluation utilise une échelle de 0 à 9 (Tableau 10), sur laquelle on peut attribuer à chaque paire de facteur (a_{ij}) un jugement de valeur de son importance. Le processus de comparaison « *détermine le vecteur propre principal, définissant les pondérations (w_j) et la valeur propre, qui fournit une mesure quantitative de la cohérence des jugements de valeur entre les paires de facteurs* » (Barredo, 1996, p.127). Plus de détails sur le fonctionnement de la matrice et l'échelle peut être trouvé dans Saaty (1980)⁶⁰.

Facteurs	Pente	Altitude	Distance aux villes
Pente			
Altitude		a_{ij}	
Distance aux villes			

Tableau 9 : Exemple de matrice de comparaison binaire utilisée au sein de la méthode analytique hiérarchique de Saaty (1977).

⁵⁹ Pour plus de détails, on peut consulter l'article de Saaty publié dans la revue de psychologie mathématique où il décrit avec précision la méthode : Saaty T., 1977. "A scaling method for priorities in hierarchical structures", Journal of mathematical psychology 15(3): 234-281.

⁶⁰ Saaty, T. (1980). The Analytic Hierarchy Process. New York, McGraw-Hill.

Peu importante (Faiblement préférable)			Egalement importante (D'égale préférence)			Très importante (Extrêmement préférable)		
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9

Tableau 10 : Échelle de préférence utilisée au sein de la méthode analytique hiérarchique de Saaty (1977).

Comme il a été dit dans la section précédemment, l'EMC est utilisée en modélisation prospective de l'occupation/utilisation des sols, en particulier pour compléter les modèles utilisant des chaînes de Markov, en compensant les restrictions en ce qui concerne l'absence de représentation spatiale et de facteurs explicatifs, puisque les chaînes de Markov contrôlent uniquement l'évolution temporelle des types d'occupation du sol. Face à cela, l'EMC optimise l'inclusion de la dimension spatiale au sein de la modélisation et permet à partir de la combinaison et pondération de facteurs, d'obtenir des cartes de probabilité de transition de la variable modélisée. Quelques travaux qui ont employé l'EMC pour modéliser prospectivement l'occupation du sol, en intégration avec d'autres méthodes, peuvent être révisés, par exemple dans Paegelow *et al.* (2003), Follador *et al.* 2008, Kamusoko *et al.* en 2009.

Chapitre 8. Méthodes et données pour l'identification des usages du sol

Nous allons exposer certains concepts, méthodes et techniques employées au cours de la préparation et du traitement de l'information, qui finalement permettront de construire le modèle et simuler prospectivement la dynamique du couvert forestier de la zone d'étude. Le support pour le traitement des données est basé sur les systèmes d'information géographique (SIG), où la base d'information traitée pour identifier, et postérieurement modéliser les catégories de couverts du sol provient des images satellites. L'identification de ces catégories repose à la fois sur l'information recueillie et observée sur le terrain et sur d'autres informations telles que photographies aériennes et cadastres forestiers.

8.1 Géomatique pour la modélisation spatio-temporelle

La nécessité de comprendre et d'anticiper les processus qui génèrent les changements et problèmes environnementaux tels que la déforestation et la dégradation de la forêt – entre autres – a conduit à accroître l'emploi d'approches et de méthodes modélisatrices, notamment pour simuler les effets des impacts anthropiques sur le milieu. Les données et les outils pour l'analyse spatiale tels que la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) ont contribué considérablement à la croissance et au développement des approches de modélisation quantitative, qualitative et systémique de variables spatialement explicites.

Modéliser la dynamique spatiale des changements environnementaux tels que la déforestation ou la détérioration du couvert forestier et simuler de possibles scénarios futurs est une tâche qui, idéalement, requiert une approche ou une méthodologie qui permettent d'intégrer des aspects provenant de différentes sources d'information et disciplines, pour ainsi aborder simultanément les éléments naturels et humains interagissant au sein de la réalité abordée.

Méthodologiquement, la modélisation des processus LUC requiert d'abord la construction d'une base de données multi source, appuyée sur l'accumulation d'informations spatiales et temporelles des états de la variable à simuler (occupation du sol), obtenues fréquemment à partir de technologies de télédétection en combinaison avec des méthodes statistiques et des observations sur le terrain (Liu et Deng, 2010). L'emploi des techniques de télédétection est un point de départ essentiel pour identifier la dynamique d'utilisation/occupation du sol et en conséquence les méthodes et techniques pour extraire et interpréter l'information le sont aussi. Celles-ci sont basées habituellement sur la comparaison de la radiance classifiée à travers la cartographie pour deux dates (Liu *et al.*, 2003). Avec ces données on pourra fournir un modèle spatio-temporel pour décrire les trajectoires d'utilisation/occupation du sol dans un intervalle de temps. La modélisation peut être enrichie en intégrant des variables spatialisées qui ont dans un certain degré expliqué les changements observés afin de simuler avec plus de fiabilité le comportement complexe que représentent les changements d'un système humain - environnement dans l'espace et dans le temps. Ces variables sont habituellement dénommées «variables environnementales».

Aujourd'hui, les simulations peuvent être réalisées en utilisant des programmes informatiques qui se complètent avec le SIG ou qui sont directement intégrés au sein des SIG

et qui contiennent des fonctionnalités pour aborder la dimension temporelle, en comprenant les variables explicatives ; ces dernières années les fonctions traditionnelles des SIG ont commencé à inclure la dimension temporelle et certains SIG proposent des outils de modélisation d'intérêt pour la géographie et les sciences de l'environnement (Paegelow *et al.*, 2008, p.4).

Géomatique

Les progrès de la technologie de l'information de pair avec la cartographie automatisée, le SIG, la télédétection, le positionnement par satellite (GPS), la gestion de bases de données et en général le développement de méthodes, de techniques et de technologies liées aux sciences de la terre, ont acquis une position importante au sein de la science, en rassemblant tous ces développements vers un nouveau domaine qui a été appelé 'géomatique' ; il s'agit un terme qui renferme une gamme de disciplines scientifiques, méthodes et technologies qui intègrent les moyens pour la capture, le traitement, l'analyse, l'interprétation, la diffusion et le stockage de l'information géographique. Le terme a été créé par le français Bernard Dubuisson à la fin des années 60, mais il s'est implanté et développé au Québec au début des années 1980, à l'Université de Laval, pour se diffuser postérieurement dans le reste du Canada, aux États-Unis et dans les années 1990 il revient en France.

Aujourd'hui, on peut voir sur le site internet du Département de Sciences Géomatiques de l'Université de Laval, la réponse suivante à la question: 'Qu'est-ce que la géomatique': « *La géomatique est un domaine qui fait appel aux sciences, aux technologies de mesure de la terre ainsi qu'aux technologies de l'information pour faciliter l'acquisition, le traitement et la diffusion des données sur le territoire (aussi appelées "données spatiales", "données géospatiales" ou "données géographiques").* » (<http://www.scg.ulaval.ca> ; site consulté en Août, 2013).

On peut voir que la géomatique devient une approche très appropriée pour traiter les questions environnementales de manière systémique ; l'essentiel est qu'elle rassemble plusieurs disciplines et technologies qui rendent possible de faire converger différentes données représentant des caractères – d'un ou plusieurs points dans le temps – d'un territoire ou un écosystème et de les intégrer et les mettre en relation, ce qui permet de se plonger plus profondément dans la complexité des systèmes, et d'en acquérir ainsi une meilleure compréhension.

Il est important de remarquer le rôle de la télédétection dans la géomatique, car il est essentiel pour contribuer à la formation de nouvelles connaissances des systèmes environnementaux, en particulier en ce qui concerne la modélisation, donc la dynamique spatio-temporelle. Les progrès de la télédétection au cours des dernières décennies ont été très importants, en ce qui se réfère à la qualité et richesse des données, ainsi qu'à la disponibilité pour l'utilisateur de compter sur des informations de différents points dans le temps. Ainsi, l'impact sur la géomatique commence à se remarquer depuis le milieu des années 1990 quand la prise en compte du temps a joué un rôle clé pour traiter les dynamiques spatio-temporelles des systèmes environnementaux (Langran, 1992 et 1993 ; Egenhofer et Golledge, 1994, *in* Paegelow et Camacho Olmedo, 2008), à cause surtout de la possibilité de capturer – et surveiller – périodiquement des caractéristiques d'une même surface terrestre au fil du temps.

Paegelow et Camacho Olmedo (*op cit.*) qui ont travaillé sur la modélisation spatiale prospective, soutiennent que la géomatique intègre toutes les techniques des Systèmes d'Information Géographique et de la Télédétection, en plus d'autres disciplines, des méthodes et des outils qui travaillent avec des informations spatiales. Ils soulignent l'importance de la prise en compte de la complémentarité entre les SIG et la télédétection dans la modélisation, car : « *... spatial components are linked to temporal components in an integrated tool. Both GIS and RS often work together, remote sensing offering regular temporal databases for monitoring environmental dynamics.* » (*op cit.*, p.8).

L'émergence de la géomatique, comme discipline qui met l'accent sur la rencontre entre les sciences abordant l'information spatialisée et l'informatique, a contribué de manière importante à conférer un caractère interdisciplinaire à l'étude de l'occupation/utilisation du sol et de ses changements, en raison de sa tentative d'intégration systémique à travers de méthodes, techniques et technologies liées à la gestion des données à référence spatiale, en particulier en ce qui concerne à l'acquisition, le stockage, le traitement, l'analyse, la présentation et la diffusion de l'information géographique (Joliveau, 2004, p.432). Au sein de la géomatique, une contribution spéciale à la réussite d'une approche plus interdisciplinaire a effectivement été catalysée par l'utilisation et le développement des SIG, surtout en tant qu'outil qui facilite l'intégration et l'analyse de plusieurs types de données spatialisées en utilisant une structure géographique

commune : « ... la plupart des chercheurs sont d'accord pour reconnaître que les SIG trouvent leur efficacité dans un travail collectif et interdisciplinaire. ». (op cit., p. 431).

Les Systèmes d'Information Géographique

Il est entendu que le SIG est avant tout un système d'information (SI), à savoir « *un système de communication permettant de communiquer et de traiter l'information* » (norme ISO 5127-1-1983 ; in Denègre et Salgé, 1996, p.5), mais c'est un cas particulier de SI, d'abord, parce qu'il s'agit d'un système d'information informatisé – c'est-à-dire l'intégration d'un système d'information et d'un système informatique – et d'autre part parce qu'il stocke et interconnecte nécessairement des données qui incluent une localisation sur la surface terrestre, et troisièmement, parce que qu'il représente et communique l'information à travers des abstractions géométriques.

L'information contenue dans un système d'information informatisé correspond à l'abstraction des données représentées à partir de la réalité au moyen de processus cognitifs comme la sélection, la généralisation ou la synthèse, qui dépendront des valorisations et des considérations subjectives ou intersubjectives de celui ou ceux qui observent et interprètent la réalité. A ce sujet, Paegelow (2004, p.15) remarque que les SIG constituent une interface homme – machine : « *Les SI en général et les SIG en particulier se situent entre le modèle conceptuel intersubjectif et la représentation binaire dans l'ordinateur.* ».

Bien que ce soit un peu évident, il est important de noter également que les outils contenus dans le SIG pour le traitement et la mise en relation des données permettent de fournir de nouvelles informations spatiales à partir des données initiales, formant ainsi de nouvelles connaissances pour appuyer les décisions sur des questions spatiales liées à la planification, la gestion et la surveillance de l'environnement, naturel ou urbain.

Le SIG peut également se concevoir, tel que Cowen proposait déjà en 1988, comme un système d'information d'aide à la décision (SIAD): « *I conclude that a GIS is best defined as a decision support system involving the integration of spatially referenced data in a problem-solving environment.* » (p.1554). Selon Maguire, un SIAD est un système qui met l'accent sur la manipulation, l'analyse et, en particulier, la modélisation afin notamment de soutenir les décideurs (1991, p.10).

Compte tenu de ce qui précède, un SIG peut être considéré non seulement comme un outil computationnel (hardware et software), il peut aussi être considéré comme un système d'information informatisé d'acquisition, de gestion, de visualisation, d'analyse et de modélisation des données spatiales, pour la compréhension de l'environnement naturel et socio-économique ainsi que d'aide à la prise de décisions liées à la planification, la gestion et la surveillance. Une définition intéressante à cet égard et qui mérite d'être retenue est celle qui propose Thériault : « *Un SIG est un ensemble de principes, de méthodes, d'instruments et de données à référence spatiale, utilisé pour saisir, conserver, transformer, analyser, modéliser, simuler et cartographier les phénomènes et les processus distribués dans l'espace géographique. Les données sont analysées afin de produire l'information nécessaire pour aider les décideurs* » (Thériault, 1992 in Prélaz-Droux, 1995, p.21).

Aujourd'hui analyser ou modéliser la dynamique spatiale de la couverture des forêts ou d'un système environnemental et en particulier du LUCC, sans l'aide d'un SIG, est pratiquement impensable. Comme nous l'avons indiqué ci-dessus, le SIG possède, comme aucun autre outil d'analyse spatiale, la propriété d'intégrer et de mettre en relation des informations géographiques provenant de sources différentes, qui représentent des aspects de la surface terrestre. Cette propriété est d'une grande importance car elle contribue à l'acquisition d'une compréhension plus systémique de l'organisation et de la dynamique spatiale d'une superficie terrestre. Avec un SIG on peut systématiser la base de connaissances d'une surface terrestre et subséquemment explorer et analyser simultanément plusieurs de ses aspects sociaux et naturels, ainsi que les relations spatiales entre eux. C'est dans ce sens que Denègre et Salgé (2004, p.6) remarquent qu'une originalité essentielle des SIG est « *la capacité de gérer et de traiter les relations spatiales entre objets ou phénomènes dans l'espace terrestre, ce qui implique des fonctions d'analyse spatiale*

(non courantes dans les traitements d'information classiques) et de synthèse pour l'aide à la décision ».

Ici nous avons employé trois solutions logicielles de systèmes d'information géographique, *ENVI 5.0* pour la préparation, le traitement et la classification des images satellites et des photographies aériennes, *Idrisi Selva* pour la simulation de l'occupation du sol et *ArcGis 10.0* pour la représentation visuelle des résultats et en général pour certains traitements et ajustements de la cartographie complémentaire employée.

Une condition de base pour l'analyse et la modélisation des données spatiales sur les SIG est l'homogénéité des paramètres géométriques des différentes couches cartographiques à mettre en relation. Par exemple, deux aspects très importants sont la taille des pixels et la projection cartographique. Au sujet de la taille on a utilisé ici un pixel de 30 x 30 mètres, surtout due à la résolution optique des images satellites employées et en concordance à notre échelle spatiale de travail. La projection cartographique employée, a été celle qui est officielle aujourd'hui pour le Chili : Transverse Universelle de Mercator (en anglais *Universal Transverse Mercator* ou UTM) avec référence au système géodésique SIRGAS (WGS84) et qui pour l'aire d'étude correspond au fuseau 18 Sud.

8.2 La télédétection comme source d'information du LUCC

La couche végétale et particulièrement la forêt est l'un des couverts le plus notable de la Terre. Observée à partir d'une distance appropriée depuis l'espace on peut apprécier visuellement sa présence (ou absence), voire la globalité d'une formation ou communauté forestière. Si nous complétons cette observation par des instruments qui captent ses manifestations électromagnétiques, nous pouvons réussir un grand avantage. En effet, tous les corps réfléchissent et émettent des flux d'énergie sous forme de rayonnements électromagnétiques et à partir de la seconde moitié du vingtième siècle on a mis au point une série de compétences et de techniques visant à observer la surface de la Terre par des capteurs électromagnétiques placés sur des satellites, des avions et d'autres instruments. Ces développements peuvent être regroupés sous le terme « télédétection ». Celle-ci se base sur l'analyse et l'interprétation des mesures du spectre électromagnétique (SEE) réfléchies ou émises par un objet et observées ou enregistrées à partir du point de vue d'un observateur ou d'un instrument qui n'est pas en contact avec l'objet (Mather et Koch., 2011, p.1). Le terme a été introduit officiellement dans la langue française en 1973 avec la définition « *l'ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci* » (Journal Officiel de la République Française du 17-04-97).

La télédétection peut inclure des caméras, des scanners et des images créées par des radars, qui sont des instruments conçus pour capturer et enregistrer des gammes d'énergie spécifiques du SEE. On les différencie entre systèmes actifs et passifs. Les systèmes actifs, tel que le radar et le sonar, émettent artificiellement des ondes électromagnétiques dirigées sur une cible pour enregistrer l'énergie réfléchi. Les systèmes passifs interceptent les ondes qui proviennent naturellement d'un objet, comme par exemple la lumière du soleil réfléchi ou les émissions thermiques infrarouges.

8.2.1 Capteurs des images satellites employées

Il existe plusieurs instruments comportant différentes propriétés et caractéristiques liées à la résolution temporelle, géométrique et spectrale, qui doivent se prendre en compte en fonction des objectifs d'étude ainsi que de l'échelle temporelle et spatiale du phénomène étudié. La modélisation ici réalisée utilise des images satellites de la série *LandSat*, qui avec une scène couvrent pratiquement toute la surface de la cordillère littorale de la province d'Osorno. Seule une petite surface au Sud de la province reste en dehors de l'aire d'étude de cette thèse, en conséquence l'aire de travail a été découpée par une ligne oblique et couvre finalement une superficie totale de 192 203 hectares (Figure 83). La série Landsat dispose de résolutions, ou rangs spectraux, spécifiques pour identifier la végétation, mais aussi les surfaces déboisées et dégradées.

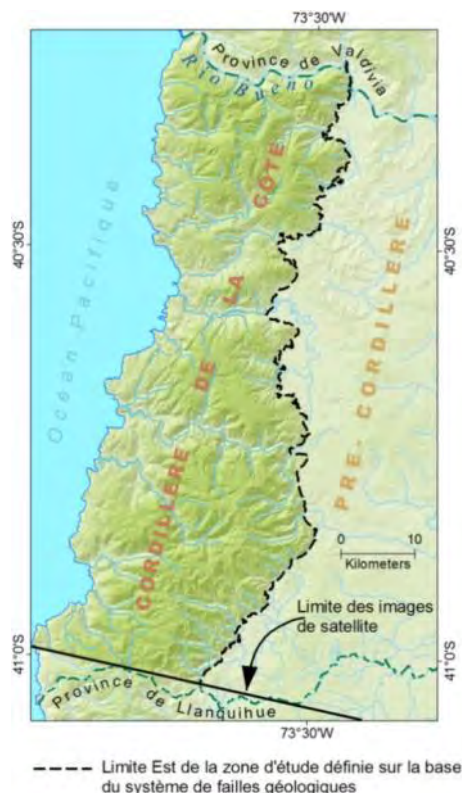


Figure 83 : L'aire à modéliser par rapport à la couverture des images de la série des satellites Landsat sur la cordillère littorale d'Osorno.

Les images obtenues de la majorité de satellites d'observation de la Terre sont prises à des intervalles spécifiés de temps, en utilisant les mêmes paramètres géométriques et aussi de résolution spectrale. Ces caractéristiques font que la classification et l'interprétation des images digitales soient non seulement une méthode très avantageuse pour décrire les patrons spatio-temporels des types d'occupation/utilisation du sol, mais qu'elles sont également adaptées pour suivre et étudier leurs changements au fil du temps, au moyen de la comparaison et l'analyse entre différentes dates. L'observation et l'identification des différents types d'occupation/utilisation du sol sur une image satellite sont rendues possible par ce qui est connu comme la "signature spectrale", correspondant à l'émission ou réflexion électromagnétique caractéristique et particulière d'un objet en fonction de la longueur d'onde, de sorte que : « à un objet donné, dans un

état donné, doit correspondre un spectre unique qui peut être utilisé pour l'identifier et déterminer son état. » (Guyot, 1989, p.7).

Nous utilisons ici quatre images satellite de la série Landsat pour observer la couverture forestière afin d'examiner la dynamique spatiale des pertes de la forêt laurifoliée et aussi la détérioration de la végétation du milieu de l'alerce (Tableau 11).

Satellite	Capteur	Path	Row	Date de capture
Landsat-2	MSS	258	88	09-Fév-1976
Landsat-5	TM	233	88	25-Sep-1986
Landsat-7	ETM+	233	88	29-Nov-2001
Landsat-5	TM	233	88	10-Déc-2008

Tableau 11 : Dates et capteurs des images satellite utilisées pour identifier la déforestation et la détérioration des *alerzales*.

Les différentes bandes spectrales captées pour les satellites permettent d'identifier les traits spécifiques de la couverture terrestre et d'établir des combinaisons et relations entre elles pour ainsi enrichir l'interprétation. Les capteurs *Thematic Mapper* (TM) et *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) de la série de satellites LandSat présentent sept canaux d'intérêt pour l'observation terrestre, trois en lumière visible et quatre en infrarouge, tandis que le capteur *Multispectral Scanner* (MSS) a un spectre plus étroit, 2 bandes visibles et 2 infrarouges, mais on peut également faire une équivalence entre eux, car ils partagent certains rangs spectraux, ce qui permet de faire des comparaisons temporelles. Ceci est important car le MSS est un capteur qui a commencé à enregistrer des données depuis l'année 1972, alors que les capteurs TM commencent à opérer en 1982 et l'ETM+ en 1999. Une autre différence à prendre en compte entre les capteurs est la résolution optique, le MSS est de 79 mètres alors que pour les autres elle est de 30 mètres. Pour permettre la comparaison entre les quatre dates, au cours du traitement dans cette thèse, les pixels de l'image de MSS ont été redimensionnés à la taille de 30 mètres en utilisant l'algorithme d'affectation des comptes numériques du plus proche voisin.

Le fait que les images proviennent de différents capteurs satellites, (MSS, TM et ETM +) mais aussi de différentes dates, rend difficile leur comparaison, c'est pourquoi quelques corrections ont été appliquées pour obtenir un meilleur ajustement entre celles-ci, comme la méthode de correction atmosphérique proposée par Chavez (*in* Chuvieco, 1996) dénommée *Correction de l'Histogramme par ses Valeurs Minimales* qui consiste à soustraire à tous les pixels de chaque bande la valeur minimale. Pour la réalisation de ces traitements, le logiciel ENVI 5.0 a été utilisé.

Le tableau 12 montre les canaux des capteurs utilisés au cours de cette thèse et les bandes correspondantes, ainsi qu'un aperçu de certaines applications qui donnent une idée générale de la spécificité de chaque canal.

Capteurs					Applications
Bande	Landsat TM et ETM+		Landsat MSS 4 et 5		
	Canal spectral	Longueur d'onde (µm)	Canal spectral	Longueur d'onde (µm)	
Bleu	C1	0,450 à 0,515			Il est utile pour cartographier la côte, pour faire la différence entre le sol et la végétation et de distinguer les différents couverts de forêts (les conifères et les plantes à feuilles). Il est également utile pour distinguer les différents types de roches sur la surface de la Terre ainsi que l'identification des traits humains et urbains
Vert	C2	0,525 à 0,605	C4	0,500 à 0,600	Cartographie et évaluation de la végétation saine et identification des traits culturels et urbains.
Rouge	C3	0,630 à 0,690	C5	0,600 à 0,700	Il s'agit d'une bande d'absorption de chlorophylle, très utile pour la classification de la couverture terrestre et la discrimination entre les espèces de plantes à feuilles ou sans feuilles. De plus, l'identification des traits culturels et urbains.
PIR	C4	0,730 à 0,900	C6	0,700 à 0,800	Il est utile pour délimiter le contenu de biomasse et la santé de la végétation, ainsi que l'identification des types de végétation et de plantes. Délimitation des masses d'eau, humidité dans le sol et classification des roches.
			C7	0,700 à 0,800	
IR Moyen	C5	1,550 à 1,750			Indicatif de la teneur en humidité de la végétation et le sol. Il sert aussi à distinguer entre la neige et les nuages.
IR Moyen	C7	2,090 à 2,350			Discrimination entre les minéraux et les types de roches; sensible au taux d'humidité dans la végétation
IRT (Thermal)	C6	10,400 à 12,500			L'infrarouge thermique est utile dans l'analyse des stress de la végétation, pour déterminer l'humidité du sol et de la cartographie thermique.

Tableau 12 : Canaux des images des capteurs *Thematic Mapper* et *Multispectral Scanner* de la série Landsat.

8.2.2 De la spécificité spectrale aux indices de la végétation

La signature de la végétation

La végétation a une signature spectrale unique, qui peut être aisément distinguée des autres types de couverts du sol dans une image optique / infrarouge (Figure 84). Le comportement de la végétation dans le spectre du visible est principalement lié à l'action des pigments photosynthétiques : la réflectance de la végétation saine est faible dans les longueurs du bleu et du rouge du rayonnement électromagnétique, en raison de l'absorption de la chlorophylle dans la photosynthèse, tandis que dans la longueur du vert a un pic de réflectance (Guyot, 1989). Dans le proche infrarouge (PIR) la réflexion est beaucoup plus élevée en comparaison avec le visible, en raison de la structure des cellules dans les feuilles, essentiellement affectées par leur teneur en eau. Autrement dit, la végétation peut être identifiée par une réflectivité réduite dans le visible et une haute réflectivité dans le PIR qui diminue vers l'infrarouge moyen (MIR). Dans le PIR la quantité de rayonnement absorbée par la feuille est très faible et elle dépend de sa structure cellulaire interne. En revanche, dans le MIR l'absorption du rayonnement est supérieure au proche infrarouge du fait notamment à la teneur en eau des feuilles (*op cit.* ; Guyot, 1989).

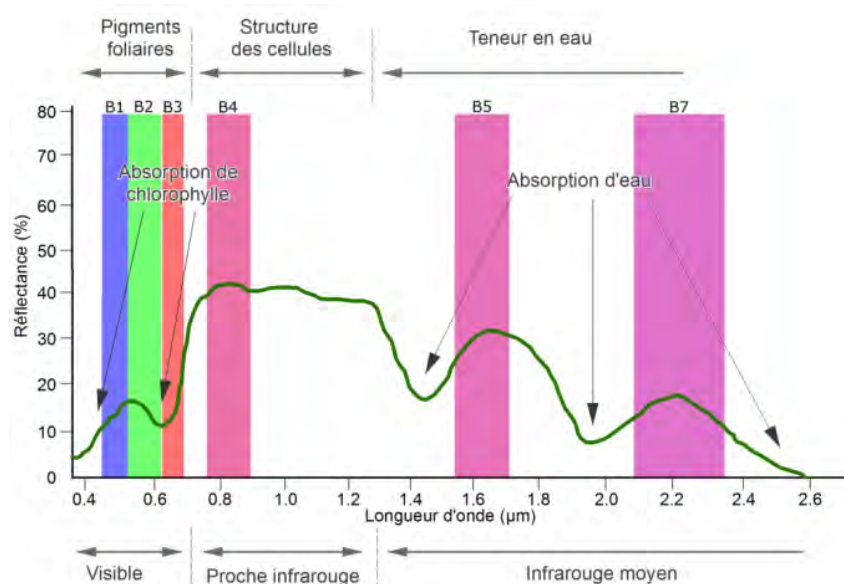


Figure 84 : Courbe typique de la signature spectrale de la végétation saine (Source : Elaboré par l’auteur à partir de Chuvieco, 1996).

En conséquence, la différence entre la valeur de la longueur d’onde d’un pixel appartenant à la gamme proche infrarouge d’une image de satellite et la valeur du pixel homologue – en localisation – dans le rouge visible sera grande si la superficie représentée par le pixel est couverte par une vigoureuse végétation. Cette propriété a été utilisée pour postuler quelques indices de végétation qui tentent de mesurer la santé et la biomasse végétale, ils se traduisent en formules empiriques dessinées pour remarquer le contraste entre les régions rouges et infrarouges du SEE. (Gibson et Power, 2000). La différence entre ces parties du SEE est en étroite corrélation avec les valeurs de la biomasse verte ou plus précisément à la couverture et densité de feuilles de la végétation, ainsi que à l’activité et au contenu de chlorophylle (Tucker, 1979 ; Wiegand *et al.*, 1979 ; Tucker *et al.*, 1985 ; Sellers, 1985 ; Paruelo *et al.*, 1997, Wiegand et Richardson, 1984). A ce sujet, Chuvieco (1996, p.308) se référant à des indices de végétation fondés sur la relation des bandes rouge et infrarouge, remarque que « *Il est suffisamment démontré que les indices de végétation offrent une corrélation élevée, avec des signes positifs à certains paramètres essentiels de la végétation, comme la biomasse totale, les indices de verdeur de la feuille ou les indices de surface foliaires* ».

Des indices pour la reconnaissance de la dégradation de la végétation

Un indice scientifiquement très utilisé et diffusé est le dénommé « Indice de végétation par différence normalisée » (en anglais *Normalized Difference Vegetation Index* : NDVI). Il est basé précisément sur la différence entre les bandes rouge et proche infrarouge. Comme le signale Chuvieco (1996), le NDVI est l’indice de la qualité du couvert végétal calculé à partir de capteurs satellites le plus amplement diffusé dans la littérature et accepté comme un moyen efficace pour évaluer la production de biomasse verte de la végétation et dans l’ensemble pour les évaluations de couvertures et de dynamiques de la végétation ainsi que pour les études d’incendies forestiers, et dernièrement dans des études sur la réponse des forêts au changement climatique (Paruelo *et al.*, 1997 ; Diouf et Lambin, 2001 ; Paruelo *et al.*, 2004 ; Paegelow *et al.*, 2012, entre autres). Il a été initialement développé et appliqué depuis le début des années 70 (Kriegler *et al.*, 1969 ; Rouse

et al., 1973 et 1974), en utilisant des images du capteur Landsat-MSS. Le calcul est basé sur une opération arithmétique entre les régions rouge et proche infra-rouge du SEE et son expression est la suivante :

$$\text{Indice de végétation par différence normalisée (NDVI)} = \frac{(\text{PIR} - \text{Rouge})}{(\text{PIR} + \text{Rouge})}$$

La figure 85 montre les indices NDVI dans la zone d'étude, calculés pour les quatre dates considérées. La distribution des valeurs se situent parmi -1 et $+1$, l'extrémité négative exprimant une faible densité de végétation saine ou une absence absolue d'activité végétative (végétation malade ou sénescente) et l'extrémité positive une activité maximale (une plus grande vigueur végétale ou densité de végétation saine) (Chuvieco, 1996). D'autres couverts tels que des nuages, de l'eau, du sol nu et des roches ont généralement des valeurs de NDVI proches de 0.

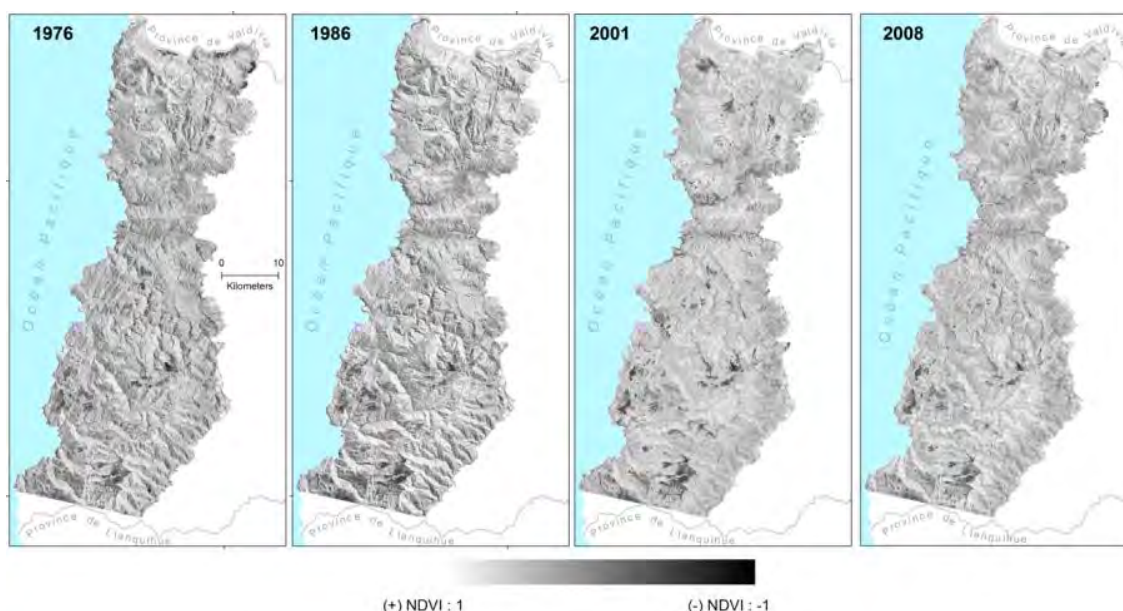


Figure 85 : Indice de végétation par différence normalisée (NDVI) de la zone d'étude, pour quatre années : 1976, 1986, 2001 et 2008.

Dans cette thèse, le NDVI a été calculé pour les quatre images Landsat antérieurement mentionnées (Figure 85). Pour faciliter la comparaison des résultats entre les différentes dates, les valeurs obtenues pour chaque image ont été normalisées à une échelle linéaire de valeurs numériques d'entre 0 à 255. Par la suite ont été choisis les pixels avec des valeurs inférieures à -1 écart-type, en supposant que cet ensemble de valeurs est une catégorie représentant les régions avec la végétation la plus détériorée. L'observation sur le terrain a permis d'interpréter cette classe. Dans les photos 14 et 15 sont montrés certains de ces secteurs détériorés, parcourus et observés sur le terrain, alors que dans les photos 14 et 15 on présente quelques secteurs exclus de cette classe, c'est-à-dire ceux « non détériorés » (valeurs supérieures à -1 écart-type). D'après ces observations, la catégorie « dégradée » est généralement caractérisée par formations relativement ouvertes avec une rare présence d'arbres et avec une strate arborée, ou deux (avec de jeunes arbres), mais pas très clairement définie. Les espèces qui sont souvent présentes dans ces cas sont

l'arbuste Tepú (*Tepualia stipularis*), de petites plantes d'alerce, des restes de troncs brûlés et des souches, produit de l'exploitation de l'alerce.



Panguimapu, commune de San Juan de la Costa (Lat. 40°24'20" Long. 73°33'27"). Novembre 2010.

Dans un carré de 10 x 10 mètres, les arbres prédominants correspondent à de jeunes individus, avec de tailles inférieures à 15 mètres. (*Fitzroya cupressoides* et *Drimys winteri*), mais ils ne surpassent pas une couverture superficielle de 10 %. Plus bas, un deuxième niveau (<1 m) est dominé par le *Tepualia stipularis* (70 %) et des bambous (30 %), accompagnés par d'autres espèces disséminées, telles que de petits arbustes (*Ugni molinae*), d'autres plantes (*Philesia magellanica*), certaines espèces arborées en régénération (*Fitzroya cupressoides*, *Drimys winteri* et *Weinmannia trichosperma*) et des fougères (*Blechnum sp.*). Il y a aussi des souches d'alerce ainsi que des troncs brûlés.



Ñirehue, commune de Río Negro (Lat. 40°43'50" Long. 73°46'23"). Février 2012.

Traces d'incendie (des troncs brûlés d'alerce et de fagacées) et beaucoup de restes d'exploitations passées d'alerce. La végétation ligneuse est rare, les espèces prédominantes sont de petits individus jeunes de *Drimys winteri* et dans une moindre mesure des fagacées et des podocarpacees. Le sol est couvert notamment par des fougères. (<1 m) et de la pature rase. Aucune plante ou jeune alerce n'a été observé.



San Pedro, commune de Purranque (Lat. 40°57'56" Long. 73°52'58"). Octobre, 2010.

De jeunes alerces de petite taille (en moyenne 0,8 m) sont réparties par toute l'aire observée (10 x 10 m). On a comptabilisé 119 individus d'alerce. La végétation de plus grande taille est rare, seulement on a observé quelques arbustes très épars, en particulier de *Tepualia stipularis* de 1 à 1,5 mètres maximum. Le sol est humide et recouvert d'une pature rase. Il y a aussi environ 15 troncs morts par feu de jeunes arbres d'alerces entre 3 et 10 cm de diamètre.

Photo 14 : Secteurs d'alerzales avec végétation dégradée par feu o par exploitation, obsevés dans terrain.



San Pedro, commune de Purranque (Lat. 40°58'02" Long. 73°52'51"). Octobre, 2010.

Au niveau du sol la pâture et de petits bambous couvre presque tous l'aire. Le sol est humide et mou. Un peu plus haut, la végétation est ouverte et il y a prédominance des plants d'alerce avec des hauteurs que ne dépassant pas 1 mètre, environ 40 individus dans un quadrant de 10 x 10 mètres. Secondairement on observe une trentaine d'individus de *Tepualia stipularis*.



Ñirehue, commune de Río Negro (Lat. 40°23'53" Long. 73°33'16"). Février 2012.

Sol pratiquement nu, couvert par des restes d'une ancienne exploitation d'alerce ; beaucoup de morceaux de bois d'Alerce et dans quelques secteurs, des taches de pâture rase



Huellehue, commune de Río Negro (Lat. 40°43'31" Long. 73°45'27'). Février 2012.

Il s'agit de petits arbustes et joncs sur sols humides, d'une végétation ouverte secondaire, en régénération, produit des exploitations et incendies passés. Le matorral couvre plus de 50% de la surface observée. Il n'existe pas d'arbres, mais seulement des trucs et parties de troncs aux bases brûlées. L'arbuste le plus répandu est l'*Ugni molinae* qui est accompagné de fougères (*Blechnum spp.*). On peut trouver, dans les secteurs les plus humides, des spécimens de *Juncus spp.* Le reste de la végétation se compose de petits plants des arbres *Fitzroya cupressoides* et *Drymis winteri*.

Photo 15 : Secteurs d'alerzales avec végétation dégradée par feu o par exploitation, obsevés dans terrain.

Détection des aires endommagées par feu

Dans ce travail de thèse l'indice NDVI sera utile surtout pour comprendre la dynamique du couvert végétal du milieu où habite l'Alerce (*Fitzroya cupressoides*) ; la végétation y existant est formée par communautés végétales dégradées résultant d'intenses exploitations et de vastes étendues affectées par feu. En ce qui concerne l'identification et la cartographie des zones endommagées par le feu ainsi que l'évaluation des dommages en termes de superficie et de la végétation affectée, dès les années 70 commencent à se développer les premières applications, telles que le travail d'Hitchcock et Hoffer (1974) dans lequel ils effectuent une évaluation des capacités d'analyse du feu et de la distinction de catégories spectrales à partir de l'utilisation des données MSS. Chuvieco et Congalton (1988), en utilisant images TM de Landsat, indiquent une diminution de la réponse de la réflexion proche infrarouge des zones de forêt brûlée, particulièrement entre 0,76 et 0,90 μm (bande 4 du capteur *Thematic Mapper*) ; Koutsias *et al.*, (2010) observent également une forte diminution de la réflectance des zones brûlées dans le proche infrarouge, entre 2,08 et 2,35 μm (bande 7 TM), cependant dans la région proche infrarouge située entre 1,55 et 1,75 μm (bande 5 TM) ils observent que la tendance du comportement spectral des zones brûlées est variable et dépend du type d'espèces. De nombreuses autres études ont également été développées autour de la question du dommage causé par les incendies et l'identification de cicatrices du feu sur la forêt en s'appuyant sur la télédétection. A ce sujet, quelques travaux d'intérêts sont Chuvieco et Congalton, 1988 ; Pérez-Cabello et de la Riva, 1998 ; Pereira et Setzer, 1993 ; Koutsias et Karteris, 2000 ; Pérez-Cabello *et al.*, 2007).

En outre, des indices et plusieurs transformations des valeurs de réflectance provenant de capteurs ont été développés pour mettre en évidence les changements de l'activité photosynthétique de la végétation suite au passage du feu. López-García et Caselles (1991) ont conclu que les bandes 4 et 7 du capteur TM sont les plus fortement corrélées à l'égard des changements à la suite d'un incendie. En effet, l'un des indices le plus largement utilisé est construit en utilisant ces bandes (Epting *et al.*, 2005 ; Picotte and Robertson, 2011) ; il a été défini par Key et Benson en 1999 et baptisé *Normalized Burn Ratio* (NBR). Il s'agit d'un algorithme spécifique qui concerne la différence de réflectance normalisée entre les bandes spectrales du PIR et du Moyen Infra-Rouge (MIR), conçu pour cartographier et quantifier la mesure dans laquelle les zones ont souffert de la perte de la végétation à cause du feu. Son expression arithmétique est la suivante :

$$\text{Normalized Burn Ratio (NBR)} = \frac{(\text{PIR} - \text{MIR})}{(\text{PIR} + \text{MIR})}$$

Les valeurs NBR oscillent entre 1 et -1, tandis que des valeurs proches de 1 correspondent aux secteurs où la sévérité du feu a laissé sur la végétation des brûlures de haute gravité. Les valeurs proches de -1 sont associées aux zones où le feu n'a été pas grave pour la végétation. Mais au-delà d'être utile pour l'analyse post-incendie, cet indice contribue également à distinguer les zones de végétation/non-végétation ou celles qui comportent des densités variables de végétation.

La figure 86 montre l'indice NBR sur des images des années 1986, 2001 et 2009 pour l'aire d'étude de la Cordillera Pelada. Pour l'année 1976 a été impossible de calculer cet indice car le capteur MSS ne capture pas le rang MIR.

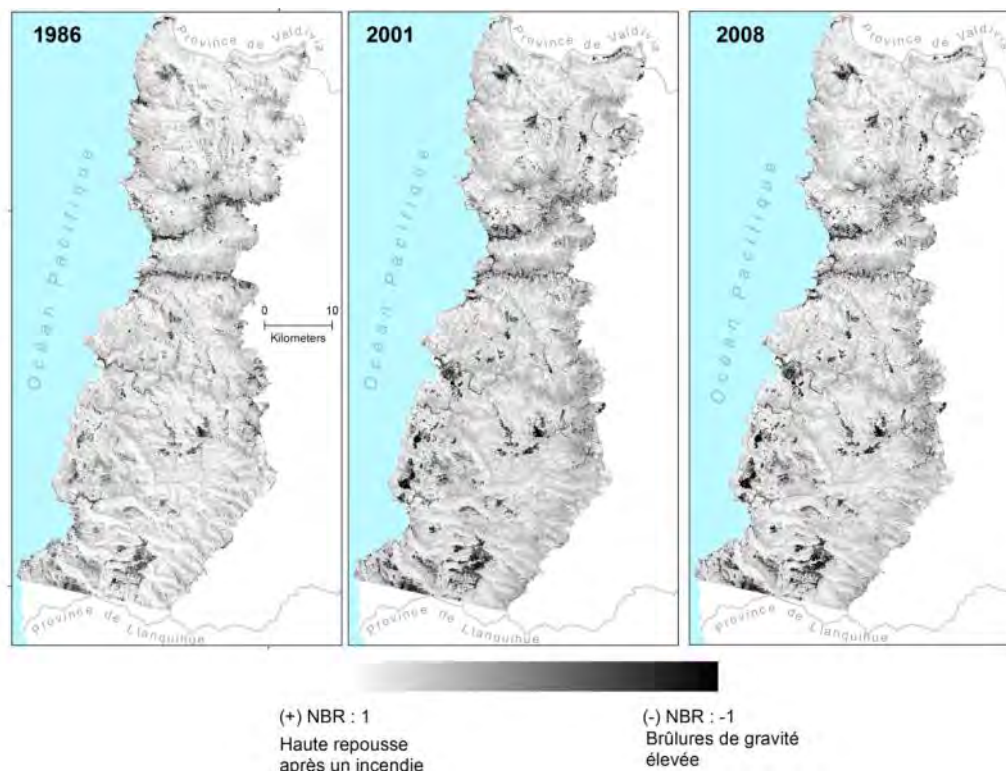


Figure 86 : *Indice Normalized Burn Ratio* (NBR) de la zone d'étude, pour les années 1986, 2001 et 2008 (Elaboré par l'auteur à partir des images satellites Landsat).

8.3 Sous-produits et traitements pour l'identification de la déforestation

Dans le traitement des images provenant de la télédétection, l'une des principales méthodes pour l'identification et l'interprétation des données de la couverture terrestre est la "classification numérique d'images". Cette classification peut se définir comme le processus par lequel les pixels d'une image qui ont des caractéristiques spectrales similaires sont identifiés et rattachés à une seule catégorie ou valeur, étant supposées appartenir à la même classe (Gibson et Power, 2000). Pour Lillesand *et al.*, (2004, p.550) l'objectif global des procédures de classification d'images est de classer automatiquement tous les pixels d'une image dans des classes ou des types de couverture terrestre. Il existe deux types de classification numérique des images de satellite, la classification supervisée (ou assistée) et la classification non supervisée (ou non assistée). La méthode supervisée part d'une connaissance préalable du terrain duquel des échantillons sont sélectionnés pour chacune des différentes catégories. En revanche, dans la méthode non supervisée la classification ne demande aucune connaissance *a priori* de l'utilisateur ; les groupes de valeurs spectrales homogènes dans l'image sont recherchés automatiquement, après quoi l'utilisateur essaie de trouver les correspondances entre ces groupes sélectionnés automatiquement et les catégories qui peuvent être d'intérêt.

Dans la présente thèse, nous avons employé la "classification supervisée" pour identifier les zones de déforestation, ce qui implique de réaliser une procédure en deux phases : l'apprentissage et l'assignation. Au cours de la première étape on sélectionne des parcelles (échantillons) d'apprentissage qui représentent les classes à extraire. Durant l'étape d'assignation, tous les pixels de l'image à classer sont associés à un groupe : une fois terminée la création des

parcelles, on procède à calculer pour chaque bande spectrale les statistiques de base de chaque catégorie (la moyenne, le rang, l'écart type, la matrice de variance, la covariance, etc.), à partir des valeurs de tous les pixels inclus dans chacune parcelle de chaque catégorie. Finalement, toutes les catégories sont discriminées et séparées sur l'image au moyen d'un algorithme de classification.

Les méthodes de classification numériques ont été largement utilisées pour l'identification des catégories d'utilisation/occupation des sols. Le lecteur trouvera de plus amples détails sur les méthodes et quelques exemples dans Lillesand *et al.*, 2004 ; Barredo, 1996 ; Gibson et Power, 2000 et Mather et Koch., 2011.

En parallèle, la classification numérique (supervisée ou non) peut être prise en charge par l'interprétation visuelle (ou manuelle), qui est basée sur l'observation visuelle des différences de couleur, de tonalité, de forme et de texture présentes sur l'image. Cette manière de classer est habituellement renforcée par l'analyse de l'histogramme de chaque bande. Dans cette thèse, on a utilisé ce type de classification pour identifier certaines catégories d'occupation du sol et ainsi renforcer la classification supervisée des zones déboisées, mais cette technique a été particulièrement appliquée pour délimiter les zones de plantations d'exotiques, car les plantations de la zone d'étude se détachent généralement bien nettement au moyen de l'observation visuelle; d'autre part, l'utilisation d'une méthode de classification numérique est rendue difficile du fait de la confusion spectrale entre plantations et forêt native.

8.3.1 Compositions colorées pour l'observation visuelle de la végétation

L'observation de la végétation sur des images satellite peut s'effectuer depuis une bande unique d'un capteur ou encore plus efficacement, depuis trois bandes spectrales en même temps. Dans ce dernier cas il s'agit d'une image où se superposent trois bandes, chacune associée à une des trois couleurs primaires (le rouge, le vert et le bleu : RVB). L'interprétation vise habituellement à identifier les secteurs comportant une certaine homogénéité et qui diffèrent des autres sur l'image, sur un territoire duquel l'interprète (l'utilisateur) a une certaine connaissance.

Parmi les compositions colorées pour l'interprétation visuelle, des combinaisons de bandes dans lesquelles s'arrangent les canaux visibles avec des canaux infrarouges dans une séquence de couleurs RVB sont souvent utilisées (Figure 87). Par exemple, une combinaison largement utilisée pour l'analyse de la végétation est la combinaison en "infrarouge fausse couleur", où le canal du proche infrarouge est coloré de rouge, le canal rouge de vert et le canal vert de bleu. Cette combinaison est utile pour discriminer la végétation saine, différents types d'espèces ou de communautés végétales, ainsi que pour identifier les zones qui comportent une dégradation de leur végétation ou simplement des aires dépourvues de végétation. Sur une image contenant cette combinaison, la couleur rouge (le proche infrarouge) correspond à une végétation saine en raison de la haute réflectivité du proche infrarouge. On utilise le même principe exposé ci-dessus sur la réponse spectrale de la végétation : une réflectivité réduite dans le visible et une réflectivité élevée dans le PIR. En conséquence, les différentes teintes rouges représentées sur une image analysée correspondent à végétation, mais le rouge peut varier en fonction des espèces ou du niveau de santé. Par exemple, il est fréquent que la forêt saine et dense apparaisse rouge vif. L'eau – qui absorbe la plupart des longueurs d'onde – apparaît très foncée et parfois noire, les sols nus (et de nombreuses surfaces minérales) apparaissent très claires, généralement rose clair.

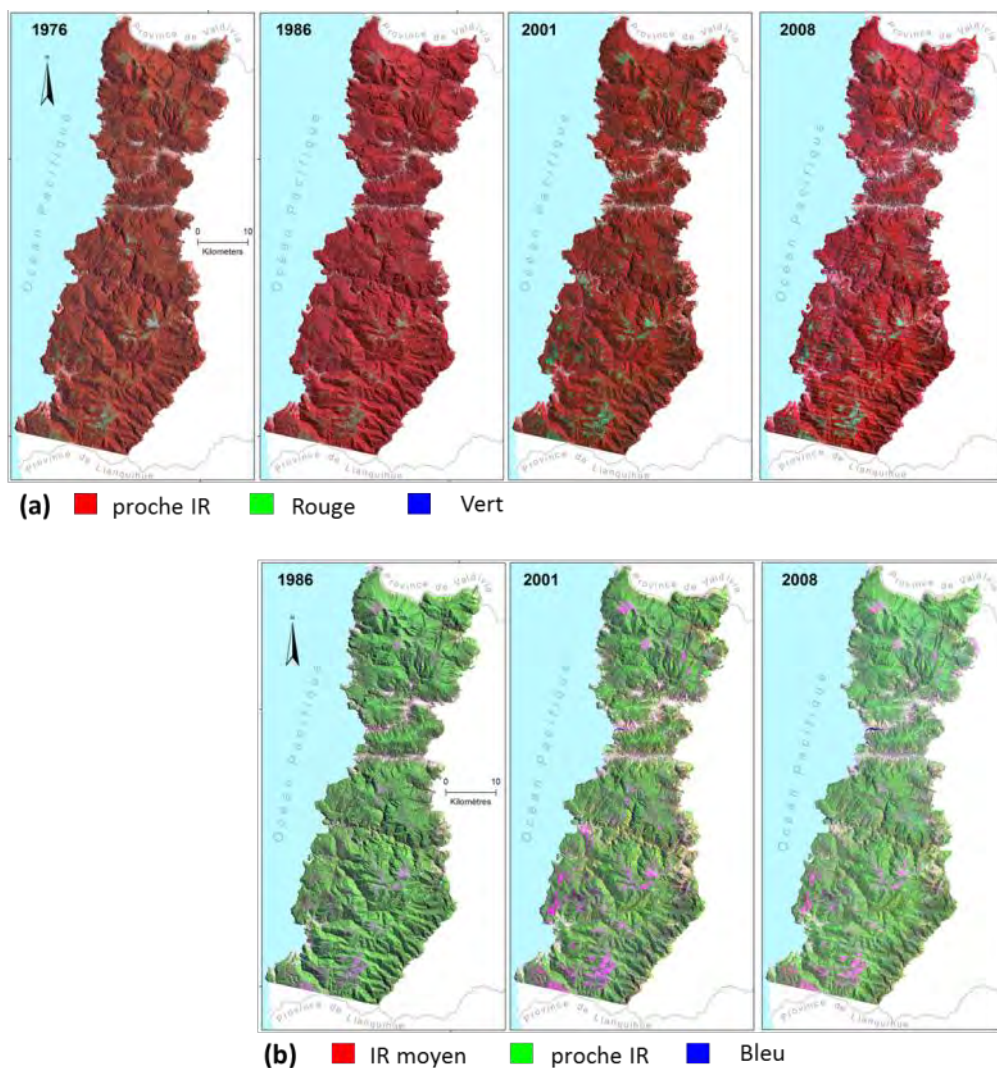


Figure 87 : Compositions colorées RVB à partir des bandes des images Landsat **(a)** Infrarouge fausse couleur (Proche infrarouge - Rouge - Vert), **(b)** Fausse couleur (Moyen infrarouge - Proche infrarouge - Rouge). Cordillera Pelada, province d’Osorno (Elaboré par l’auteur à partir des images satellites Landsat).

Il existe de nombreuses combinaisons possibles entre les canaux des images Landsat, surtout entre les capteurs TM et ETM+, qui peuvent être utilisées selon les objectifs souhaités. Ici, nous avons utilisé – en plus de la combinaison infrarouge fausse couleur – la combinaison «Moyen infrarouge - Proche infrarouge - Rouge» en RVB (canaux 5, 4 et 3 des capteurs TM et ETM+). Cette composition, à la différence de la composition fausse couleur traditionnelle, comprend le moyen infrarouge, ce qui permet d'enrichir l'analyse en intégrant la présence de l'humidité (Thomson *et al.*, 1984 ; Bonn et Cliche, 1982 in Koné, *et al.*, 2002). Les zones humides apparaissent généralement en bleu foncé, ou en noir si l’eau est limpide ; une forêt saine et dense apparaîtra entre vert vif et vert foncé même si la forêt d’ubac restera bleue foncé, alors que la végétation arbustive pas très dense ou de matorral varie entre le pourpre et le rose en dépendant de la teneur en eau et de l’arborescence ; en vert clair et jaune apparaissent surtout les prairies courtes ou rases. Cette combinaison est très utile pour délimiter la perturbation anthropique, principalement en raison de la sensibilité de la bande 5 (infrarouge moyen) à la teneur en humidité

de la végétation, ce qui est particulièrement important pour la forêt précisément humide de la zone d'étude.

D'autres combinaisons de bandes et sous-produits de bandes pour l'accentuation des caractéristiques spectrales des images sont également utilisées ici pour améliorer leur clarté et pour renforcer la sélection des échantillons pour la classification numérique et l'identification de catégories de LUCC. On a utilisé entre autres la composition en « couleurs naturelles » RVB : bandes rouge, vert et bleu, ainsi que des sous-produits tels que la division de bandes.

8.3.2 Sources complémentaires d'information pour la classification des images de satellite

Dans toutes les étapes de classification, l'information des images satellite a été complétée par d'autres sources d'information cartographiques et de télédétection. Par exemple, parmi d'autres sources importantes d'information pour confirmer l'identification de la déforestation, se trouvent les images de haute résolution contenues dans l'application internet *Google Earth* (version 7.0.2) qui permettent d'observer, interpréter et tracer sur l'écran des catégories selon la tonalité et la texture. En outre, on a utilisé des photographies aériennes en échelle de gris à différentes échelles et dates, pour la compréhension de la couverture de la forêt et pour la construction des parcelles d'apprentissage, comme on le voit sur le tableau 13. Un autre produit clé pour l'interprétation des images a été la cartographie à l'échelle 1 : 50 000 du Cadastre de la végétation native de la Région de Los Lagos, des années 1997 (CONAF, CONAMA) et 2006 (CONAF), qui comportent des polygones avec les attributs des formations végétales (tels que Forêt adulte, Forêt adulte-renoval, Forêt renoval, Matorral, Prairie, Plantations forestière, entre autres catégories). La cartographie topographique 1 : 50 000 (de l'Institut Géographique Militaire) a été également très utile pour guider la reconnaissance de l'occupation du sol ; ces cartes contiennent des courbes de niveau tous les 50 mètres, en plus du réseau hydrographique et du réseau de chemins. Cette information a été aussi employée pour composer les variables environnementales explicatives dans la modélisation présentée au chapitre suivant. Une autre source complémentaire a été le cadastre des incendies de CONAF qui a permis de préciser sur un quadrillage (1 x 1 km) la localisation des grands incendies, dont certains ont laissé d'importantes surfaces détériorées par l'avancée du feu. Les missions de terrain ont également permis de connaître *in situ* les zones avec couvert forestier et celles déboisées, et ainsi de croiser cette information avec celle issue de la télédétection. Plus de détails sur les travaux de terrain sont présentés dans les paragraphes suivants.

Produit cartographique ou de télédétection		Echelle ou résolution géométrique	Année	Source
1	Cadastre de la forêt native	1 : 50 000	1996	CONAF
			1998	
			2006	
2	Photographies aériennes	1 : 60 000	1961	OEA
		1 : 60 000	1974 à 1985	CORFO
		1 : 30 000	1978 - 1979 - et 1981	SAF
		1 : 20 000	1995N; 1994S	FONDEF
		1 : 70 000	1997	GEOTEC
3	Images de satellite	Pixel 79 m	1976	Landsat-MSS
		Pixel 30 m	1986 et 2008	Landsat-TM
		Pixel 30 m	2001	Landsat-ETM+
		Pixel >5 <30 m	2005, 2010 et 2013	Google Earth
4	Quadrillage de registre historique d'incendies	1 : 500 000	1997 et 2008	CONAF
5	Cartographie topographique	1 : 50 000	1961	IGM
6	Terrains : supervision des images, enquêtes, entretien semi directif et photographies panoramiques			

Tableau 13 : Résumé des données spatialisées utilisées pour l'identification et la classification de l'occupation du sol.

8.3.3 Classification des catégories d'occupation du sol : forêt, non-forêt et plantations

Dans cette thèse, au-delà de reconnaître la surface et localisation des zones avec de la forêt native (et sans forêt) pour une date particulière, l'idée principale implicite dans la classification des images satellite vise notamment à identifier les changements et l'évolution de la surface de la relation forêt/déforestation et leur localisation dans chaque date. Pour cela on travaille avec une typologie très synthétique qui cherche à bien distinguer sur des images satellite trois catégories : (i) la *forêt native* et (ii) tout ce qui n'est pas la forêt : *non-forêt*, et (iii) les *plantations forestières*. La classification s'est effectuée sur un intervalle de temps de 32 ans, depuis l'année 1976 jusqu'en 2008, sur la base des quatre images satellites présentées dans le tableau 11.

Pour la construction de cette typologie, deux méthodes de classification différente ont été utilisées, en fonction des catégories à distinguer. Pour l'identification des deux premières catégories (forêt et non-forêt) a été employé l'algorithme de classification supervisée de «Maximum de vraisemblance⁶¹», alors que pour identifier les espaces occupés par des plantations forestières (pin et eucalyptus) on s'est basé sur une classification visuelle, en dessinant de forme digitale sur des compositions colorées de chacune des quatre images Landsat, qui a été

⁶¹ La méthode du Maximum de vraisemblance, pour classer un pixel, évalue quantitativement la variance et la covariance de chaque catégorie de réponse spectrale. Pour ce faire, on suppose que la distribution du nuage de points formant les données d'entraînement de la catégorie est une distribution normale. Hypothèse de normalité qui est généralement raisonnable pour plusieurs distributions de réponse spectrale communes (Lillesand, Kiefer et Chipman, 2004, p. 558-559).

complémentée par l'interprétation des photographies aériennes, des images contenues dans l'application Google Earth et d'autres produits cartographiques (Tableau 13).

Pour la détermination de la catégorie finale de *Non-forêt*, au cours du processus de classification supervisée, on a identifié quatre sous-catégories de couvertures sans forêts, qui ensuite ont été fusionnées pour former une seule classe représentant les zones déboisées de la zone d'étude. En conséquence, au cours de la classification numérique, au total on a utilisé cinq classes d'occupation du sol (Tableau 14) pour ensuite les regrouper en deux classes finales ; la première est la forêt proprement dite (classe *Forêt native*) et les quatre restantes sont celles qui forment finalement la catégorie qui représente la déforestation, dénommé *Non-forêt*.

Catégorie d'occupation du sol	Abréviation	Description
Forêt	F	Il s'agit de formations avec prédominance d'arbres. La strate arborée comprend des individus de plus de 5 mètres de hauteur avec une couverture de canopée d'au moins 25 %. Elle peut inclure des arbres jeunes de régénération.
Végétation ouverte et courtaude	Vc	Formations ouvertes (< 25 %) situées principalement sur les sommets, où l'on peut trouver un mélange d'arbustes, arbrisseaux et arbres surtout jeunes, tous de petite taille, avec des hauteurs généralement inférieures à 5 mètres. Ces superficies incluent une végétation de régénération associée à de vieilles forêts d'alerce brûlées, mais on trouve également des arbres courtauds produits des conditions environnementales difficiles (sol, vent, froid, etc.). Elles correspondent en général à zones des sols de drainage lent où peut affleurer le sol nu à composants qui sont produit de la météorisation de la roche métamorphique.
Matorral	M	La formation dominante est du type arbustive ou arbrissante avec une couverture inférieure à 25 % par rapport au total de la canopée. Secondairement on peut trouver aussi des arbres jeunes de régénération. Certains secteurs incluent des alerces brûlés et une végétation de régénération. En général la hauteur de la végétation ne dépasse pas 8 m. Certains secteurs peuvent présenter de petites clairières avec une végétation herbacée qui dans ensemble ne dépassent pas 10 % du total.
Prairie	P	Végétation ouverte et courte. Il s'agit notamment de secteurs où dominant les herbacées. Les arbustes, ainsi que les arbres, ne dépassent pas 10 % de la couverture de canopée.
Sans végétation (sols nus)	Sv	Correspond aux zones naturellement dépourvues de végétation telles que sables, roches, etc. et aux zones intervenues par l'action humaine telles que les zones urbaines et les zones d'exploitation forestière, qui ont perdu récemment la couche végétale, et sont souvent traversées par de nombreux chemins et sentiers.

Tableau 14 : Catégories d'occupation du sol identifiées à partir de la classification supervisée pour la zone d'étude.

Les classes présentées ci-dessus ont été élaborées à partir du guide des cadastres forestiers consultés (Tableau 13) et des observations faites sur le terrain. L'auteur a parcouru les forêts de la

cordillère de la Costa à plusieurs reprises depuis 2000, en visitant les forêts non seulement de la province d'Osorno, mais aussi des provinces de Valdivia (au Nord) et Llanquihue (au Sud). Donc, à partir de cette expérience, on a choisi et construit de parcelles d'apprentissage représentatives des catégories recherchées. Pour mener à bien le choix des parcelles et par conséquent réussir la séparabilité spectrale de ces catégories sur les images satellites, des relevés *in situ* ont été enregistrés au cours du développement de la thèse. De fait, quatre missions de terrain ont permis de recueillir plusieurs points GPS qui ont été postérieurement intégrés sur les produits de télédétection (compositions colorées, Google Earth, Cadastre de la forêt native et photographies aériennes). Les missions de terrain réalisées dans le cadre de la thèse ont été opérées en octobre 2010, novembre 2010 et février 2012. On a également utilisé un ensemble de photographies aériennes (Tableau 13), d'images de Google Earth des années 2005, 2006 et 2010. De plus, nous avons consulté l'image Landsat TM du 15-mars-2004 et une image SPOT 23-mars-2001.

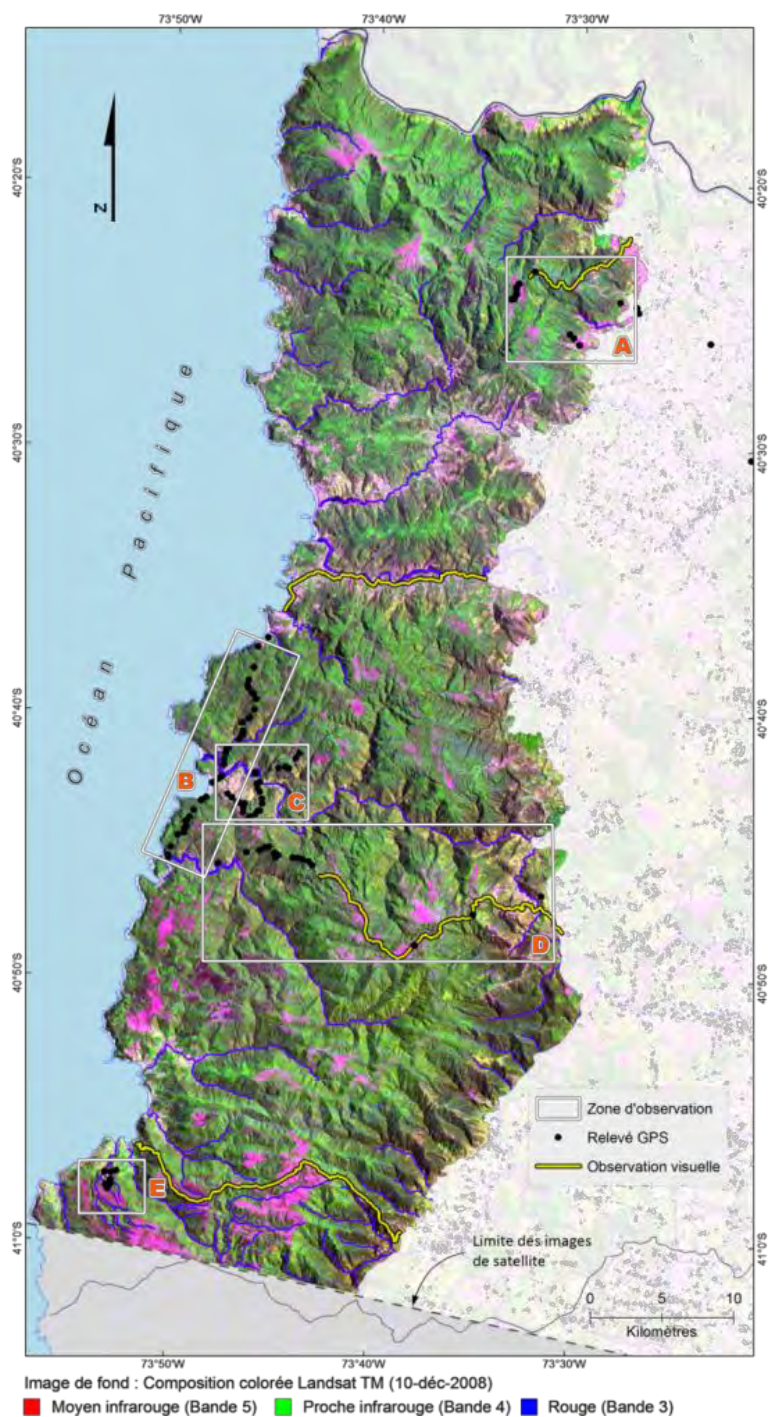


Figure 88 : Points GPS relevés et secteurs de la cordillère parcourus et observés durant les missions de terrain effectuées pendant les années 2010, 2011 et 2012 (Voir annexe 1).

Dans chaque mission sur le terrain (Figure 88), une impression échelle 1:30000 de l'image Landsat de 2008 a été utilisée pour relier et enregistrer sur place les observations de la végétation associée à la couleur sur la carte. En général, le déplacement à la majorité des zones visitées a été fortement influencé par la possibilité d'accès aux lieux, car à l'intérieur de cette vaste zone boisée, il y a peu de routes praticables pour les véhicules à moteur et il s'agit d'une zone très peu peuplée. En outre, la marche à pied ou le déplacement à cheval est difficile en raison des pentes abruptes et des précipitations presque constantes. Dans la majorité des points relevés, une estimation du

nombre d'espèces présentes a été effectuée dans un quadrant de 10 x 10 m; en annexe 1 est présenté un résumé de certains de ces points. Réalisée à partir de ces observations et données obtenues des terrains, la construction des échantillons en vue de la classification s'est faite par l'identification visuelle et la digitalisation de plusieurs groupes de pixels pour chaque classe. Le nombre de parcelles d'entraînement par date est de 43 pour l'image de 1976, 72 pour 1986, 74 pour 2001 et 73 pour 2008 (Figure 89).

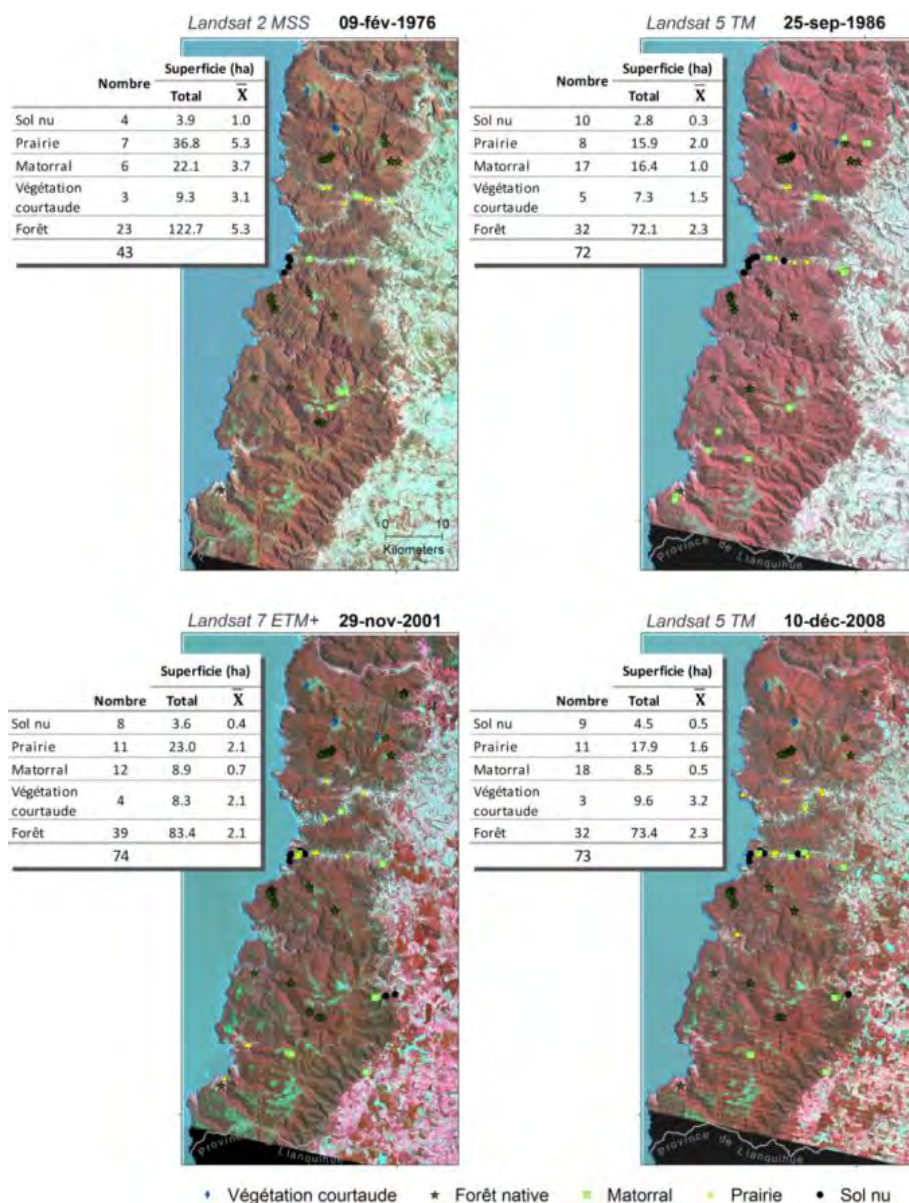


Figure 89 : Parcelles d'apprentissage choisies pour la classification supervisée des images de satellite.

Une fois définies les parcelles correspondant à chaque catégorie et leurs respectives signatures spectrales caractéristiques (Figure 90), chacun des pixels a été attribué à une classe en utilisant la méthode de maximum de vraisemblance. Dans le processus de sélection des parcelles d'apprentissage, les parcelles le plus représentatives pour chaque catégorie ont été sélectionnées sur la base de leurs signatures spectrales, en particulier en mettant l'accent sur l'isolement de la courbe de la forêt selon ce qui a été examiné plus haut dans ce chapitre (Figure 84).

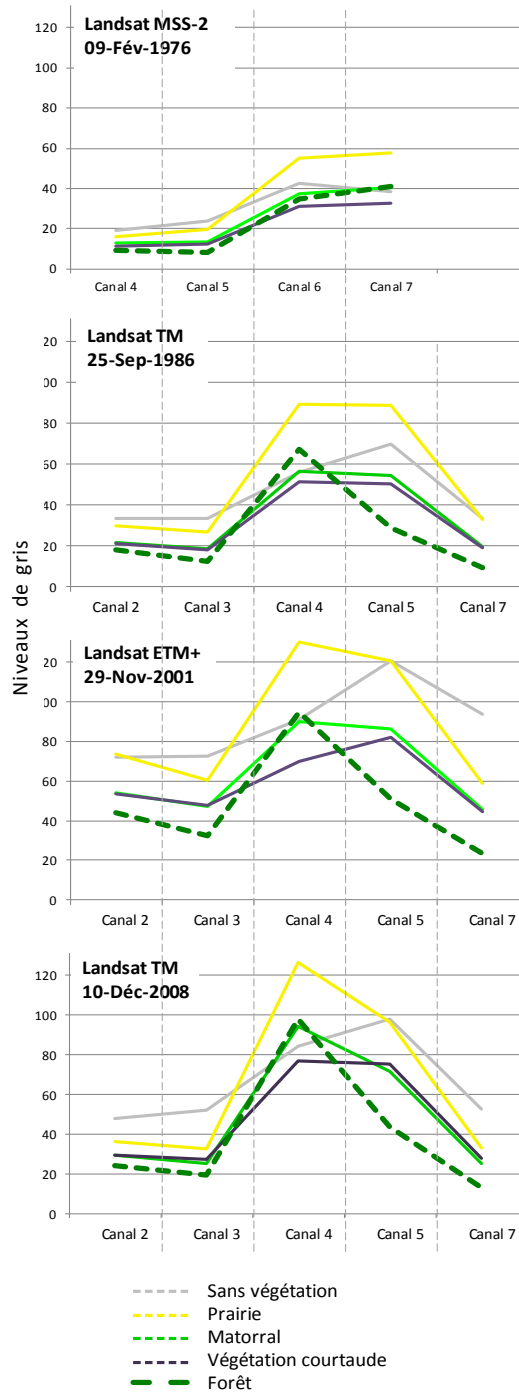


Figure 90 : Signatures spectrales des parcelles des catégories identifiées dans chaque image satellite.

Les quatre catégories (Vc, M, P et Sv) ont été fusionnées pour faire partie de la classe qui représentera tout ce qui n'est pas de la forêt, que l'on classera comme déforestation, puisqu'en considérant ce qui a été présenté dans les chapitres précédents, on peut supposer que la zone de la Cordillera Pelada était pratiquement toute couverte de forêts, au moins jusqu'au début du vingtième siècle (voir figure 38).

L'un des outils le plus souvent utilisé pour évaluer l'exactitude des classifications d'images est la matrice de confusion (ou matrice d'erreur). Il s'agit d'une matrice carrée $n \times n$, où n

est le nombre de classes. Cette matrice montre la relation entre deux séries de mesures pour la zone d'étude. La première est affichée dans les colonnes correspondant au pourcentage des données de référence (dans notre cas, les parcelles d'apprentissage), tandis que la seconde – sur les lignes – représente la proportion de valeurs assignées par le classificateur (Maximum vraisemblance) aux catégories d'intérêts. Le tableau 15 montre cette matrice résultant de la classification des catégories d'intérêt pour la thèse. Sur la diagonale (en rouge) sont situés la proportion des pixels classés correctement dans chaque catégorie. Dans notre cas, la quantité de pixels bien classés pour toutes les catégories surpasse 81 %. La catégorie qui a la plus faible proportion de pixels bien classés, est celle qui concerne le *Matorral*, qui tend à se confondre avec le reste des autres couvertures, même avec la *Forêt native*, bien que très légèrement. Mais en général pour les quatre dates, la plus grande confusion se produit entre le *Matorral* et la *Végétation ouverte et courtaude*.

La matrice permet de faire une évaluation globale mais aussi des évaluations plus détaillées. Dans le cas de notre classification, l'évaluation globale (*Overall accuracy*) donne une valeur assez fiable pour la délimitation des catégories de chacune des quatre images, avec des valeurs comprises entre 96 et 97 %. Cette mesure est calculée en divisant le nombre total de pixels correctement classifiés par le nombre total de pixels de référence, en l'exprimant comme pourcentage. Autrement dit, entre 3 et 4 % de l'aire d'étude a été classé incorrectement, ce qui équivaut à une superficie d'environ 260 hectares.

Pour une évaluation plus détaillée, la matrice permet d'utiliser la mesure d'*User's accuracy*, qui est calculée en divisant le nombre de pixels correctement assignés à une catégorie par le nombre total de pixels qui ont été classés dans cette catégorie. Pour toutes les catégories sur les quatre images, les valeurs de cette mesure sont très acceptables. Les valeurs les plus faibles correspondent aux catégories *Matorral* et *Végétation ouverte et courtaude*.

Le *Producer's accuracy* est une autre mesure de l'exactitude, qui évalue travers les colonnes ; le résultat est obtenue de la division du nombre de pixels correctement classés dans chaque catégorie par le nombre de pixels de référence utilisés pour classer cette catégorie. Cet indice est important car il montre dans quelle mesure les pixels de référence ont été bien assignés. Par exemple, si nous regardons les résultats de la catégorie *Forêt native* de l'image de l'année 2008, on peut lire que 99,91 % des zones forestières ont été correctement identifiées comme telles, mais à l'intérieur de ces zones identifiées comme *Forêt native*, uniquement 99,48 % appartiennent effectivement à cette catégorie.

Cependant, nous n'insisterons pas davantage sur la matrice, car dans l'ensemble, nous pouvons en déduire un bon degré d'ajustement entre les données des échantillonnages et la représentativité de la classification numérique, surtout en considérant que la procédure de classification vise finalement à identifier le duo *Forêt native* – *Non forêt*.

Il suffit de terminer en disant que l'indice global Kappa observé dans la matrice présente également une valeur optimale qui fluctue entre 93 et 96 %. Cet indice donne une mesure de la différence entre la précision obtenue avec la classification supervisée – les données de référence et le classificateur – et la possibilité d'ajustement entre les données de référence et un classificateur aléatoire (Lillesand *et al.*, 2004). Cela signifie que les données obtenues avec la classification ici réalisée, sont entre 93 et 96 % mieux que si nous avions utilisé un classificateur aléatoire.

Capteur / Année	Classe	Forêt native	Vég. ouverte et courtaude	Matorral	Prairie	Sans végéta tion	User's accuracy	Overall accuracy	Kappa coefficient
		F	Vc	M	P	Sv			
MSS 1976	F	98,98	0	0	0	0	100,00	96,72	93,85
	Vc	0	95,95	17	0	0	70,30		
	M	1,02	4,05	81,3	0	9,52	89,97		
	P	0	0	0	100	0	100,00		
	Sv	0	0	1,7	0	90,48	90,48		
	Total	100	100	100	100	100			
	Producer's accuracy	98,98	95,95	81,30	100,00	90,48			
TM 1986	F	99,91	0	0,38	0	0	99,91	97,98	96,40
	Vc	0	94,87	9,51	0	0	81,62		
	M	0,09	5,13	88,97	0	0	97,10		
	P	0	0	0,38	100	2,22	99,22		
	Sv	0	0	0,76	0	97,78	95,65		
	Total	100	100	100	100	100			
	Producer's accuracy	99,91	94,87	88,97	100,00	97,78			
ETM+ 2001	F	97,83	0	0	0	0	100,00	97,43	95,13
	Vc	0	96,97	11,89	0	0	88,28		
	M	2,17	3,03	86,71	0	0	78,98		
	P	0	0	1,4	100	0	99,46		
	Sv	0	0	0	0	100	100,00		
	Total	100	100	100	100	100			
	Producer's accuracy	97,83	96,97	86,71	100,00	100,00			
TM 2008	F	97,62	0	4,41	0	0	99,48	96,05	92,84
	Vc	0	94,16	11,76	0	0	90,06		
	M	2,38	5,84	81,62	2,11	2,78	71,15		
	P	0	0	0	97,54	1,39	99,64		
	Sv	0	0	2,21	0,35	95,83	94,52		
	Total	100	100	100	100	100			
	Producer' accuracy	97,62	94.16	81,62	97,54	95,83			
Catégories finales		1	2 (Fusion de B et C)		3 (Fusion de D et E)				
		Forêt	Non forêt						

Tableau 15 : Matrice de confusion de la classification supervisée des images de satellite de la série Landsat (1976, 1986, 2001 et 2008).

8.3.4 Classification des plantations exotiques commerciales

La classification et séparation spectrale des patches de plantations forestières est une entreprise difficile face à la présence d'une forêt native vaste et diversifiée. La mise en œuvre de classifications supervisées au cours de la thèse a créé des confusions entre les réponses spectrales des plantations et de la forêt native, voire des matorrales. En outre, la catégorie *Plantation* est diverse car elle comprend trois espèces (*Pinus radiata*, *Eucalyptus sp.* et quelques surfaces de *Pseudotsuga menziesii*) avec différents stades de maturité. Or, les plantations de la zone d'étude ne sont pas nombreuses, donc il a été plus efficace de réaliser le travail d'identification au moyen d'une méthode plus directe, telle que l'interprétation visuelle sur des produits de télédétection, en la complétant avec la cartographie des cadastres forestiers (Tableau 13). En outre, la catégorie inclut les espaces à sol nu post récolte.

Cette interprétation visuelle s'est essentiellement basée sur l'observation des images en composition colorée 'vraies couleurs', réalisée à partir des bandes 321 (des images ETM+ et TM) ainsi qu'en combinaisons fausses couleurs (432 et 732 pour les images TM et 423 en MSS). En parallèle, on a également recours à l'application d'internet Google Earth, comportant des images des années 2005, 2006 et 2010. Les polygones des plantations forestières des cadastres de la forêt native des années 1997 et 2006 ont évidemment également contribué à déterminer la présence de plantations.

PARTIE 4

LA MODELISATION DE LA FORET : MISE EN ŒUVRE, CALIBRATION ET SCENARIOS D'AVENIR

Chapitre 9. Dynamique et modélisation de l'occupation du sol de la cordillère de la Costa de la province d'Osorno

On présente dans ce chapitre des résultats sur la dynamique passée des catégories d'occupation du sol obtenus de l'analyse des images satellite classifiées ainsi que les premières phases de la mise en œuvre des modèles pour la simulation. Le chapitre présente des procédures de calibrage qui cherchent à modéliser le plus correctement la dynamique spatio-temporelle de la zone d'étude. Il s'agit de la mise en œuvre de deux groupes de modèles, qui se distinguent par rapport aux états de la variable indépendante à simuler. Un premier modèle, de la déforestation, est appliqué sur toute l'aire d'étude, il modélise la variable occupation du sol, en comprenant les superficies de Forêt native, les secteurs de Non-forêt et de Plantation obtenues par la classification des images satellite, alors que le deuxième modèle met en évidence la dégradation des secteurs appartenant au milieu de l'alerce (*Fitzroya cupressoides*).

9.1 Calibration

Pour modéliser la dynamique de la perte de forêt et et construire des scénarios prospectives de l'occupation du sol, il convient au préalable de calibrer le modèle sur des données connues. L'image de 2008 = t_2 étant la plus récente, elle fera l'objet d'un test de simulation, en étant calibrée selon deux dates de transitions antérieures ($t_0 = 1976$, $t_1 = 2001$ et $t_0 = 1986$, $t_1 = 2001$). On utilise deux approches modélisatrices mises en œuvre dans le logiciel Idrisi Selva ; un premier modèle dynamique utilisant un réseau de neurones (perceptron multicouche), Land Change Modeler, et un second modèle utilisant les automates cellulaires pour effectuer l'allocation spatiale : CA_Markov.

Les images des dates de transitions mentionnées servent de base pour extrapoler les quantités des futures catégories d'occupation du sol. On peut dire qu'il s'agit d'une extrapolation linéaire car les simulations se basent sur deux instants du temps afin de calibrer le modèle. D'après Pontius, Huffaker et Denman (2004, p.446) la calibration est « l'estimation et l'ajustement des paramètres et des contraintes du modèle afin d'améliorer la concordance entre les sorties du modèle et un ensemble de données ». Elle caractérise aussi « le processus par lequel le scientifique utilise des informations sur le paysage pouvant l'aider à sélectionner les paramètres du modèle ». Pour Coquillard et Hill, (1997) la calibration est « [...] l'examen du comportement du logiciel au moyen d'une première série de données ». Cette étape consiste à optimiser le modèle et elle est fondamentale car la qualité des résultats obtenus dépendra du bon paramétrage du modèle.

La calibration inclut la phase d'apprentissage. Des deux approches de modélisation mentionnée, LCM emploie un processus d'auto-apprentissage, alors que pour CA_Markov on recourt à l'emploi d'une base de connaissances et de règles d'inférence qui reposent sur la méthode d'évaluation multicritère. Les deux formes de modélisation utilisent l'analyse de Chaînes de Markov pour calculer les probabilités conditionnelles prévues pour les catégories de couverture du sol au moment de la simulation-test (2008). On calibre également différents modèles qui diffèrent selon l'erreur proportionnelle de la matrice markovienne de probabilités de transition.

9.2 La modélisation de la déforestation dans la cordillère de la Costa de la Province d'Osorno

La modélisation mise en œuvre comprend en grande partie l'aire d'étude déjà décrite, c'est-à-dire le territoire de la Cordillère de la Costa de la province d'Osorno, limitée au Nord par le fleuve Bueno, vers l'Est par un système de faille. Cependant les images de satellite utilisées n'arrivent pas à couvrir l'aire dans le Sud de la province ; en conséquence l'aire de travail est restée découpée par une ligne oblique, ce qui a finalement donné une aire à modéliser avec une superficie totale de 192 994 hectares (Figure 91).



Figure 91 : L'aire effective de la cordillère de la Costa de la province d'Osorno à modéliser.

9.2.1 Les changements observés sur la forêt de l'aire d'étude

Après avoir observé et comparé l'étendue des catégories d'occupation du sol parmi les images satellites classifiées, on peut déduire qu'au cours des 32 ans qui sont passés entre 1976 et 2008 il y a une perte permanente de superficie des forêts natives, qui oscille entre 300 et 600 hectares par an (Figure 92). En outre, en comparant les surfaces des images de toute la période (1976 à 2001), on peut observer que 12 400 hectares ont disparu, ce qui représente 6,4 % de la surface totale de la zone d'étude et 7,3 % par rapport à l'étendue totale des forêts natives identifiées en 1976. La baisse a été la plus importante pendant la période 1986-2001, avec une réduction d'environ 670 hectares par an.

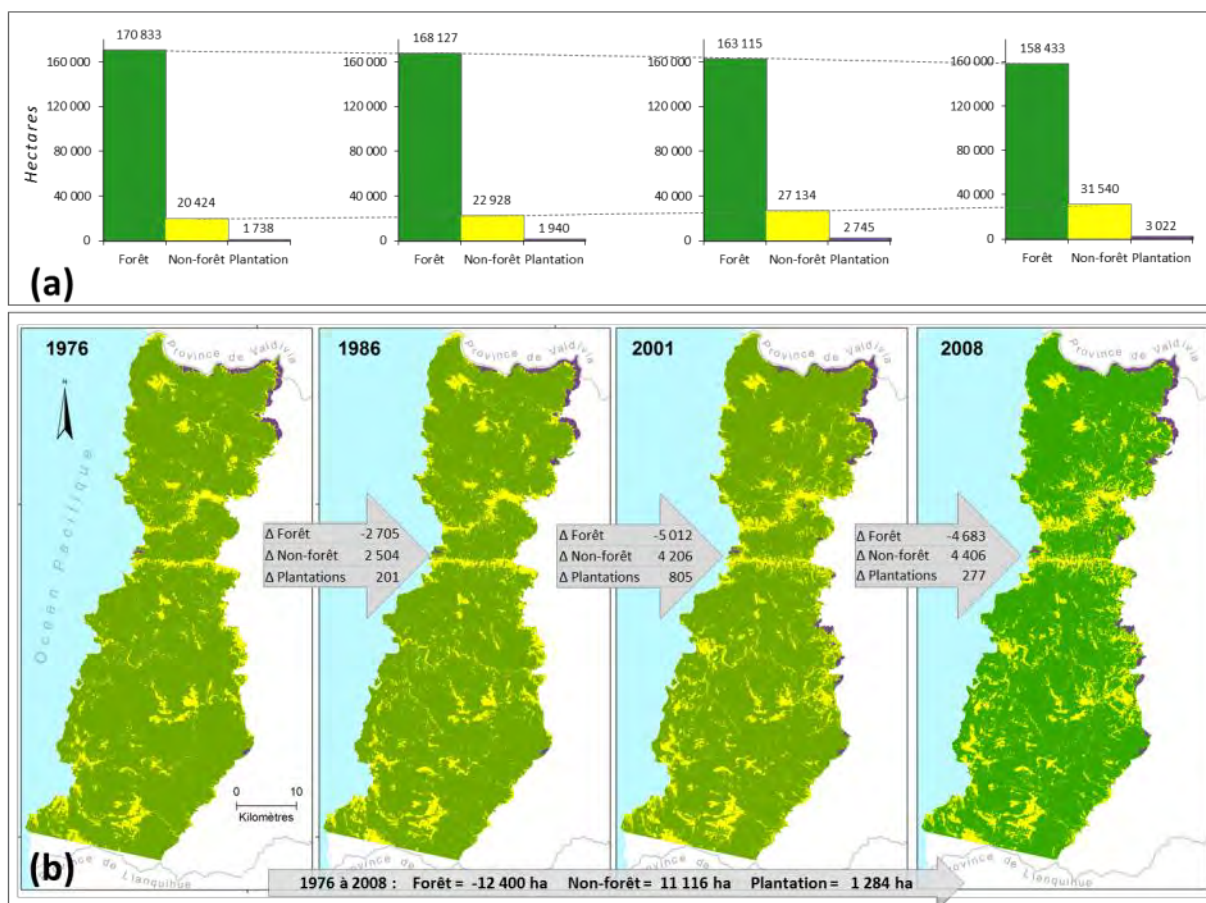


Figure 92 : Étendue des catégories d'occupation du sol obtenues de la classification des images satellite (a) Superficies des catégories selon date de l'image satellite (b) Cartographie des étendues des catégories d'occupation du sol et graphique de changements des superficies (en hectares).

Il est évident que la perte de forêt concorde avec une expansion des deux autres catégories d'occupation du sol, surtout la catégorie Non-forêt, qui comme nous l'avons vu, représente principalement les formations de matorral et les prairies résultant de l'intervention humaine. Cette catégorie, au cours de la période de trente-deux ans, a augmenté de 11 000 hectares, ce qui équivaut à des croissances annuelles d'entre 250 et 630 hectares (Tableau 16).

	Forêt	Non-forêt	Plantations
1976 à 1986	-271	250	20
1986 à 2001	-334	280	54
2001 à 2008	-669	629	40
1976 à 2008	-387	347	40

Tableau 16 : Estimation de la variation de la superficie annuelle (en hectares) des catégories d'occupation du sol entre les dates des images de satellite classifiées : 1976-1986 ; 1986-2001 ; 2001-2008 et 1976-2008.

À partir des surfaces de la catégorie Forêt native, on a aussi calculé des taux de déforestation entre les dates des images classifiées. Pour le calcul de ce taux la formule employée est :

$$\text{Taux de déforestation} = \frac{100}{(t_2 - t_1)} \ln \frac{A_2}{A_1}$$

t_1 : l'année du début de la période

t_2 : l'année de la fin de la période

A_1 : superficie de forêt au début de la période

A_2 : superficie de forêt à la fin de la période

(Source : Puyravaud, 2003, in Echeverría *et al.*, 2006)

En comparaison avec les taux de déforestation calculés pour d'autres secteurs de la forêt chilienne, les valeurs que nous avons estimées pour la zone d'étude ne sont pas aussi élevées que pour le reste du pays, elles fluctuent dans une fourchette comprise entre 0,15 et 0,40 % par an (Figure 93). Echeverría *et al.*, (2006) pour un secteur de la Cordillera de la Costa dans la région centre-sud du Chili, ont calculé un taux annuel de 3,6 % entre 1990 et 2000 ; Echeverría *et al.*, en 2008 estiment pour la période de 1985 à 1999 un taux de 0,78 % pour une zone littorale de la région de Los Lagos (42°S). Dans la même région, en 2012, Echeverría *et al.*, en analysant la période entre 1985 et 2007 estiment des taux annuels autour de 1 %. Pour la forêt andine du Chili central, Altamirano et Lara (2010) obtiennent un taux de déforestation de 4,1 % pendant la période 1989 - 2003.

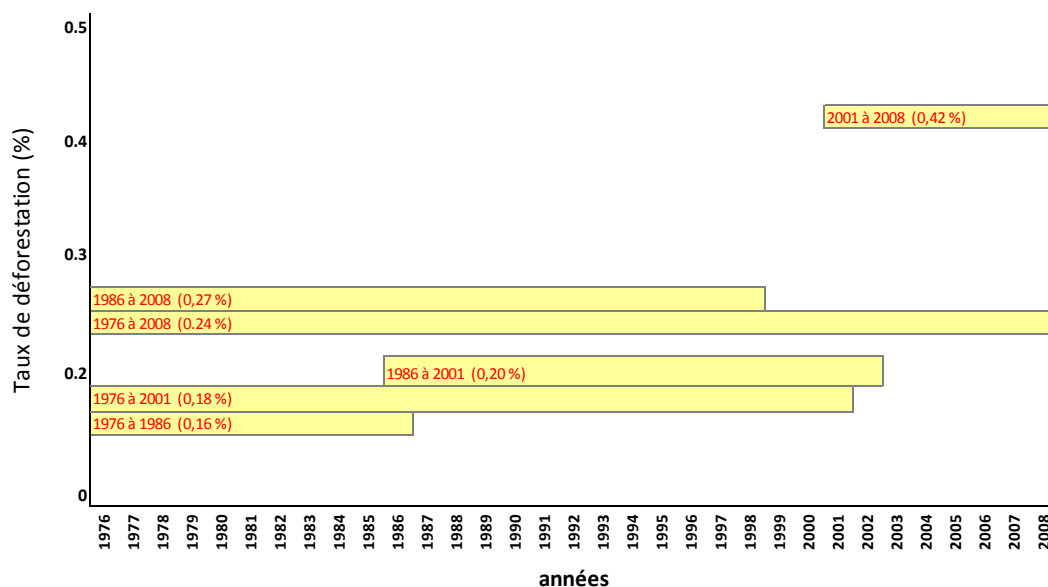


Figure 93 : Estimation de taux de déforestation entre toutes les dates des images de satellite classifiées : 1976-1986 ; 1976-2001 ; 1976-2008 ; 1986-2001 ; 1986-2008 et 2001-2008.

On peut noter une certaine tendance dans les résultats du calcul des taux : les valeurs tendent à être plus hautes quand on incorpore au calcul la superficie de forêt de l'année 2008, et à être plus réduites après avoir introduit à la formule la superficie de 1976 (Figure 94), ce qui

conduit à penser que la déforestation a augmenté au cours des années. En effet, lorsque l'on compare les trois périodes entre les dates 1976-1986, 1986-2001 et 2001-2008, une augmentation des taux est observée.

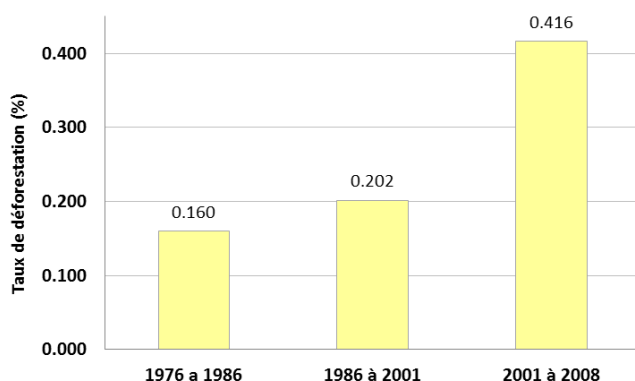


Figure 94 : Estimation de taux de déforestation pour trois périodes 1976-1986, 1986-2001 et 2001-2008 calculés à partir de la classification des images satellites.

En analysant les changements sur les matrices de transition, on remarque la persistance prédominante (autour 80 %) de la forêt sur le reste des transitions (Figure 95 et Tableau 17). Cependant cette stabilité se réduit au fil du temps : alors qu'elle était de 80 % entre 1976 et 1986, elle tombe à 70 % pour la transition 2001→2008. Au contraire, la persistance de la catégorie Non-forêt augmente de 8,7 % pour la période 1976→1986 à 9,5 % en 1986→2001, pour atteindre finalement une persistance de 11,4 % entre 2001 et 2008. En ce qui concerne les changements observés entre les catégories, la conversion la plus élevée est celle de Forêt à Non-forêt qui dans les trois transitions tourne autour de 5 %. La conversion inverse (de Non-forêt à Forêt) est plus faible, ses valeurs de changement fluctuent entre 2,6 et 3,7 %. Les autres formes de conversions, à l'exception du changement vers Plantation, sont négligeables ou pratiquement nulles. Le changement vers Plantation ne se produit que depuis la catégorie Non-forêt, avec des valeurs relativement faibles, entre 0,1 et 0,3 %.

Transition 1976 → 1986				
	Forêt	Non-forêt	Plantations	Total 1986
Forêt	83.4	3.7	0.0	87.1
Non-forêt	5.1	6.8	0.0	11.9
Plantations	0.0	0.1	0.8	0.9
Total 1976	88.4	10.6	0.9	100.0

Transition 1986 → 2001				
	Forêt	Non-forêt	Plantations	Total 2001
Forêt	81.4	3.1	0.0	84.5
Non-forêt	5.6	8.5	0.0	14.1
Plantations	0.0	0.3	1.0	1.3
Total 1986	87.0	11.9	1.0	100.0

Transition 2001 → 2008				
	Forêt	Non-forêt	Plantations	Total 2008
Forêt	79.5	2.6	0.0	82.1
Non-forêt	5.0	11.4	0.0	16.3
Plantations	0.0	0.1	1.4	1.6
Total 2001	84.5	14.1	1.4	100.0

Tableau 17 : Matrices de transition des catégories d'occupation entre les dates des images satellites classifiées : 1976 → 1986, 1986 → 2001 et 2001 → 2008.

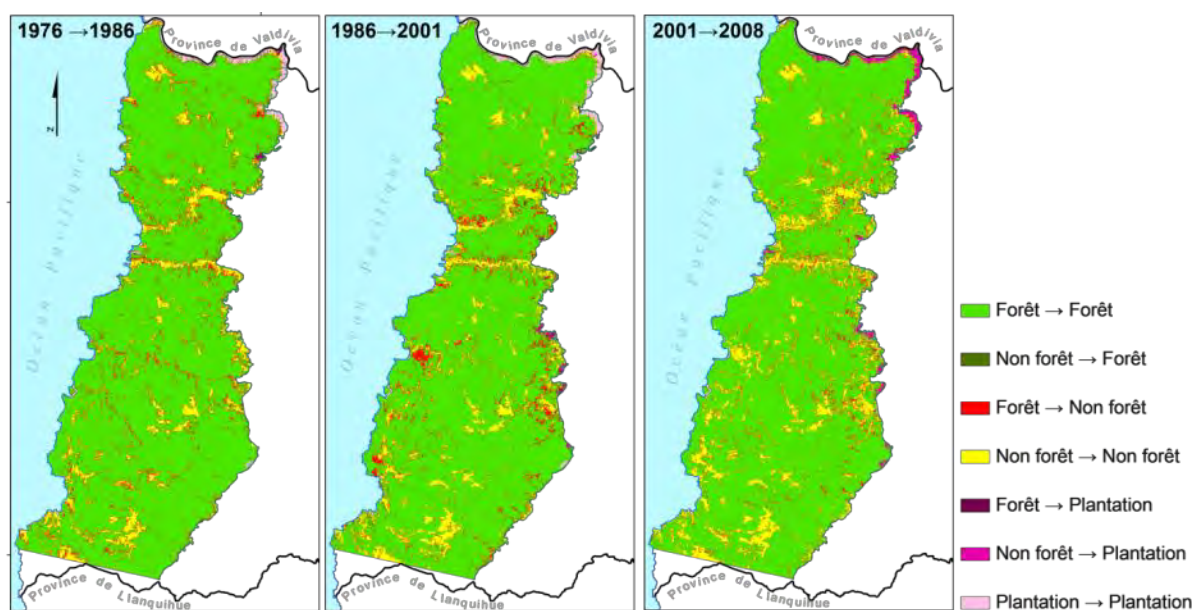


Figure 95 : Cartographie des transitions des catégories d'occupation du sol entre les dates des images satellites classifiées : 1976 → 1986, 1986 → 2001 et 2001 → 2008.

9.2.2 Le modèle géomatique : Évaluation multicritère et multi objectif intégrées avec de chaînes de Markov et automate cellulaires

Ce modèle que nous mettrons en œuvre cherche à modéliser la variable dépendante "occupation du sol", laquelle peut prendre trois états : (1) Forêt, (2) Non-forêt et (3) Plantation. On s'intéresse particulièrement à explorer les futures trajectoires probables de la déforestation. Les critères qui potentiellement expliquent la répartition de cette occupation du sol dans l'espace et ses mutations dans le temps ont été choisis *a priori* en assumant leur caractère explicatif et aussi en raison de leur disponibilité quant aux informations explicitement spatialisées : pente, altitude, orientation du versant, distance aux voies de communication, distance aux villes, distance aux constructions et distance aux limites de zones déboisées. Cette méthode ou "modèle géomatique" (Follador *et al.*, 2008) est basée sur l'intégration de l'analyse des chaînes de Markov, l'évaluation multicritère et les automates cellulaires. Spécifiquement, les approches mobilisées et leurs buts respectifs sont résumés ici :

Significativité des variables. On cherche évaluer la significativité des variables d'environnement pour expliquer la répartition de la variable occupation du sol et générer des cartes de probabilité d'état exprimées à travers des valeurs standardisées de leurs pixels. Ces cartes feront postérieurement partie de la phase d'évaluation multicritère.

Logique floue. De même que l'approche précédente la logique floue est employée pour ajuster les données et transformer les états des variables en degrés de probabilité pour la phase d'évaluation multicritère.

Chaînes de Markov. Pour la prédiction dans le temps dans le cadre d'une simulation des événements discrets et états finis sont ici utilisées les chaînes de Markov avec mémoire.

Évaluation multicritère. L'EMC est employée pour effectuer la répartition spatiale des valeurs d'occupation du sol simulées et ainsi surmonter les limites de l'analyse markovienne en ce qui concerne le manque de considération de l'espace. L'EMC en tant que technique d'aide à la décision utilise plusieurs critères et un seul objectif, dans notre cas, l'objectif est la variable dépendante : l'occupation du sol ; en conséquence elle est appliquée pour chacun des trois états de la variable (Forêt, Non-forêt et Plantation).

Automates cellulaires. Ils sont utilisés pour effectuer la répartition spatiale des valeurs d'occupation du sol simulées, en tenant compte de la contiguïté spatiale de chaque pixel. Cela permet d'augmenter la probabilité d'appartenir à une catégorie par voisinage.

Chaînes de Markov.

On utilise l'analyse de Markov pour la prédiction dans le temps. L'application de l'algorithme simule la prédiction de l'état futur d'un système à un moment donné à partir de deux états de temps précédents. Pour l'application de l'algorithme, le module MARKOV contenue dans le logiciel Idrisi Selva a été utilisé. L'analyse est réalisée sur les états d'occupation du sol de deux images de dates différentes. On obtient comme résultat une matrice de probabilités de transition, une matrice des surfaces de transition et une carte (image raster) de probabilité conditionnelle pour chaque état d'occupation du sol. La matrice (markovienne) de probabilités de transition exprime la probabilité que, dans un prochain instant de temps, un pixel passe d'un état à un autre ou qu'il reste dans le même état. Sur la base de cette matrice sont construits de cartes de

probabilité conditionnelle exprimant la probabilité qu'aura chaque pixel d'appartenir à une spécifique catégorie de LUC à la période suivante. En conséquence dans chaque image de probabilité conditionnelle, la valeur numérique d'un pixel exprime la probabilité d'appartenance à la catégorie concernée (Eastman, 2006).

Nous avons projeté la situation pour 2008 à partir des dates de deux transitions : 1976-2001 et 1986-2001. L'idée d'utiliser ces deux périodes est avant tout de trouver le modèle qui simule la dynamique de changement des états de l'occupation du sol en s'adaptant de la meilleure façon possible aux cycles temporels sous-jacents à la dynamique de la déforestation et avec le meilleur niveau d'ajustement à la réalité observée. Les matrices de probabilités de transition sont obtenues à partir de calcul avec différentes erreurs proportionnelles, et elles sont présentées dans le tableau 18. L'erreur proportionnelle exprime la probabilité que les classes d'occupation du sol contenues dans les cartes d'entrée soient correctes, ainsi par exemple la valeur 0,0 indiquerait des cartes très précises, avec une confiance parfaite dans les événements de la phase d'apprentissage. Les probabilités conditionnelles de sortie sont multipliées par $(1 - \text{l'erreur proportionnelle})$ pour produire les valeurs finales de probabilité conditionnelle de sortie (*op cit.*). Alors, l'erreur proportionnelle est une manière de corriger les valeurs de probabilité, et consiste « à réduire les probabilités les plus élevées (probabilités supérieures ou égales à celles des transitions de permanence) proportionnellement à l'erreur et à modifier les autres valeurs de probabilités afin que la somme des colonnes soit égale à 1 » (Mas, et al., 2011, p.412). Dans notre cas, la correction (l'augmentation de l'erreur) a produit la diminution des stabilités (Forêt→Forêt, Non-forêt→Non-forêt et Plantation→Plantation) qui sont les probabilités les plus élevées, alors qu'elle a augmenté les conversions, qui sont les probabilités les plus faibles.

Les matrices de probabilités de transition montrées sur le tableau 18 indiquent la probabilité de chaque catégorie d'occupation du sol en 2001 de changer vers une autre catégorie en 2008. L'idée derrière la variété des matrices calculées est de sélectionner, pour la simulation, la matrice qui réussit l'ajustement le plus élevé.

Période d'apprentissage 1976 → 2001						Période d'apprentissage 1986 → 2001									
Erreur proportionnelle															
		Forêt	Non-forêt	Plantations	Total			Forêt	Non-forêt	Plantations	Total				
0.0000	Forêt	0.9564	0.0436	0.0000	1.00	Forêt	0.9638	0.0357	0.0005	1.00	Forêt	0.9638	0.0357	0.0005	1.00
	Non-forêt	0.1908	0.7928	0.0164	1.00	Non-forêt	0.1464	0.8410	0.0126	1.00	Non-forêt	0.1464	0.8410	0.0126	1.00
	Plantation	0.0098	0.0130	0.9772	1.00	Plantations	0.0026	0.0041	0.9933	1.00	Plantations	0.0026	0.0041	0.9933	1.00
		1.16	0.85	0.99			1.11	0.88	1.01			1.11	0.88	1.01	
0.0125	Forêt	0.9445	0.0555	0.0000	1.00	Forêt	0.9518	0.0476	0.0006	1.00	Forêt	0.9518	0.0476	0.0006	1.00
	Non-forêt	0.2000	0.7829	0.0171	1.00	Non-forêt	0.1561	0.8304	0.0134	1.00	Non-forêt	0.1561	0.8304	0.0134	1.00
	Plantation	0.0150	0.0200	0.9650	1.00	Plantations	0.0073	0.0118	0.9809	1.00	Plantations	0.0073	0.0118	0.9809	1.00
		1.16	0.86	0.98			1.12	0.89	0.99			1.12	0.89	0.99	
0.0250	Forêt	0.9325	0.0675	0.0000	1.00	Forêt	0.9397	0.0595	0.0008	1.00	Forêt	0.9397	0.0595	0.0008	1.00
	Non-forêt	0.2091	0.7730	0.0179	1.00	Non-forêt	0.1658	0.8199	0.0143	1.00	Non-forêt	0.1658	0.8199	0.0143	1.00
	Plantation	0.0203	0.0270	0.9527	1.00	Plantations	0.0120	0.0195	0.9685	1.00	Plantations	0.0120	0.0195	0.9685	1.00
		1.16	0.87	0.97			1.12	0.90	0.98			1.12	0.90	0.98	
0.0500	Forêt	0.9086	0.0914	0.0000	1.00	Forêt	0.9156	0.0833	0.0011	1.00	Forêt	0.9156	0.0833	0.0011	1.00
	Non-forêt	0.2273	0.7532	0.0195	1.00	Non-forêt	0.1852	0.7989	0.0159	1.00	Non-forêt	0.1852	0.7989	0.0159	1.00
	Plantations	0.0308	0.0409	0.9283	1.00	Plantations	0.0215	0.0349	0.9436	1.00	Plantations	0.0215	0.0349	0.9436	1.00
		1.17	0.89	0.95			1.12	0.92	0.96			1.12	0.92	0.96	
0.1000	Forêt	0.8608	0.1392	0.0000	1.00	Forêt	0.8675	0.1309	0.0017	1.00	Forêt	0.8675	0.1309	0.0017	1.00
	Non-forêt	0.2639	0.7135	0.0226	1.00	Non-forêt	0.2239	0.7569	0.0193	1.00	Non-forêt	0.2239	0.7569	0.0193	1.00
	Plantations	0.0518	0.0688	0.8795	1.00	Plantations	0.0405	0.0656	0.8940	1.00	Plantations	0.0405	0.0656	0.8940	1.00
		1.18	0.92	0.90			1.13	0.95	0.92			1.13	0.95	0.92	

Tableau 18 : Matrices markoviennes de probabilité de transition de 2001 à 2008 (%).

En observant les matrices dans leur ensemble, il peut être noté que la stabilité apparaît comme le principal comportement, notamment pour les catégories Plantation et Forêt. La transition la plus importante s'opère de la catégorie Forêt vers Non-forêt (autour de 20 %) alors qu'à l'inverse (Non-forêt à Forêt) la transition est presque d'un tiers, c'est-à-dire les matrices montrent qu'il y a une plus forte probabilité de perte de forêt que de récupération. En observant la transition à Plantation, on peut voir que les valeurs de changement sont relativement faibles et qu'il est un peu moins probable que celles-ci proviennent directement de la catégorie Forêt que des zones déjà détériorées. Pour les transitions de Plantation vers une autre catégorie, s'opère seulement le passage de Plantation à Non-forêt. En outre, lorsque l'on compare les transitions des matrices de 1976-2001 et 1986-2001, on constate généralement que les changements de la période 1976-2001 sont plus élevés que ceux de la période 1986-2001 et que les persistances sont inférieures.

L'évaluation multicritère

La finalité de l'étape d'Évaluation multicritère est d'obtenir des cartes de probabilité d'aptitude de transition potentielle pour chaque état de la variable occupation du sol (Forêt, Non-forêt et Plantation), qui seront utilisées postérieurement au cours de la procédure de prédiction. L'EMC intègre les variables d'environnement (facteurs), elle les pondère et les compense, et enfin, réalise une somme linéaire qui donne comme résultat les cartes d'aptitude qui expriment la capacité d'accueil de chaque pixel pour chacune des catégories d'occupation du sol (Barredo 1996 ; Eastman, 2006).

Choix des critères explicatifs : significativité et standardisation

Les critères comprennent des facteurs et des contraintes. Ces derniers correspondent au masquage utilisé pour couper et isoler la zone à modéliser, qui a aussi intégré la zone urbaine de Bahía Mansa et l'embouchure des rivières les plus importantes.

Les facteurs choisis comprennent un ensemble de variables physiques environnementales (pente, altitude, orientation du versant et sols) et humaines (distance aux voies, aux villes, aux constructions et aux marges forêt/non-forêt) qui déterminent dans un certain degré la localisation spatiale des probabilités de changement d'état de la variable occupation du sol, et qui finalement représentent aussi dans une certaine mesure une partie des causes immédiates.

Il est fréquent à ce stade de la modélisation de réaliser des mesures afin de justifier le degré d'association ou d'explication que le facteur a sur la probabilité de localisation des catégories ou du changement d'occupation du sol. A cet effet on emploie habituellement des fonctions de régression qui indiquent le bon (ou mauvais) degré d'ajustement. Cependant, ces mesures ne coïncident pas forcément avec les critères du modélisateur, ou avec les caractéristiques particulières de la zone étudiée. C'est pour cela que nous les entendrons seulement comme un guide d'orientation. À cet égard, Chen et Pontius (2010, p.1320) avertissent que « ... les coefficients peuvent être statistiquement significatifs, mais pas de grande importance pour des fins pratiques. »

Ici, dans cette thèse, afin d'essayer de comprendre l'influence des facteurs sur la localisation des états de l'occupation du sol ou des changements d'états, on a fait une collecte et analyse de valeurs résultantes du chevauchement entre la cartographie de chaque variable et les cartes d'occupation du sol, particulièrement des catégories qui représentent la perte de forêt (Non-forêt et Plantation).

Tous les facteurs se traduisent dans des reclassifications ou des adaptations normalisées à une échelle standard : 0 (non apte) à 255 (très apte). Ils sont représentés à travers des cartes numériques indiquant la relative aptitude de chaque pixel pour la localisation d'un usage du sol spécifique. La manière d'établir la standardisation a été réalisée à travers d'un test de significativité pour les variables physique-environnementales (pente, altitude et orientation du versant). Pour les variables de proximité on a utilisé une fonction linéaire. Pour la catégorie Plantation nous avons opéré une classification manuelle des facteurs d'orientation du versant et de sols. Un résumé de ces variables et leur standardisation est présenté dans les tableaux 22, 23 et 24 par rapport à chaque catégorie d'occupation du sol.

Nous avons testé le potentiel explicatif des variables mentionnées ci-dessus à l'aide du coefficient de Cramer (V) (Tableau 19). La relation a été effectuée entre chacune des variables d'environnement et la transition de tous les états d'occupation du sol de 2001 à 2008. Ainsi on a constaté que les variables de proximité aux marges des états précédents d'occupation du sol ont des valeurs plus hautes et supérieures à 0,4, considérée comme bonne (Eastman, 2006). De plus, trois autres variables (sol, distance aux constructions et altitude) atteignent un seuil supérieur au minimum de 0,15 recommandé comme utile par cet auteur et également une distance aux villes (>500 habitants) qui est très proche à 0,15. Les variables avec les associations les plus basses sont la pente, la distance aux voies et l'orientation du versant.

Variable	Cramer V
Distance à Forêt 2001	0.453
Distance à Non-forêt 2001	0.433
Distance à Plantation 2001	0.407
Sols	0.251
Distance aux constructions	0.214
Altitude	0.191
Distance aux villes (>500hab)	0.143
Pente	0.111
Distance aux voies	0.088
Orientation du versant	0.070

Tableau 19 : Test de Cramer (V) entre les variables d’environnement et la transition des états d’occupation du sol 2001→2008.

Facteurs de proximité

Les facteurs de proximité tels que la distance aux voies de communication, aux villes et aux constructions, tentent de représenter et de capturer les causes socioéconomiques, voire aussi la proximité aux marges forêt/non-forêt, car ils représentent l’empreinte de l’action humaine directe sur la forêt. En général, et à la différence des facteurs physiques/environnementaux, on assume que la surface des états de la variable occupation du sol changera linéairement à mesure que l’on s’éloigne de l’emplacement d’un facteur de proximité.

Distance aux voies

Les routes, chemins et tous les types de voies de communication terrestres configurent un facteur déterminant pour le changement de la couverture forestière et dans l’ensemble pour l’activité forestière ; c’est le moyen principal pour permettre de se rapprocher des zones d’exploitation du bois et pour faire sortir les produits. Dans l’aire d’étude, dès les années cinquante existe l’axe le plus important, la route U-40, qui traverse la cordillère de l’Est à l’Ouest, en connectant la ville d’Osorno avec le Pacifique (Figure 96). C’est le long de cette voie – aujourd’hui goudronnée – que la plupart du bois circule pour sa distribution et commercialisation.

Depuis cette même décennie a commencé à se développer un réseau de voies forestières, d’abord destinées spécialement à l’activité liée à l’exploitation de l’Alerce et qui aujourd’hui sont pratiquement consolidées et déjà n’engendrent presque plus de grandes croissances. La majorité de ces chemins sont des sentiers étroits par où les villageoises chargent le bois d’alerce sur leurs bêtes ou sur leurs propres épaules.

Il y a aussi de nombreux autres chemins et sentiers qui relient les secteurs de la forêt laurifoliée d’où est extrait le bois destiné notamment à la production (et vente) de bois de chauffage.

On peut presque affirmer que la majorité des voies du réseau sont directement liées au changement de la surface de la forêt. En conséquence, on assume ici qu’à mesure que l’on

s'éloigne d'un axe de communication, on tendra à trouver une forêt en meilleur état, et inversement, plus on s'approche d'un axe, plus la forêt sera détériorée.

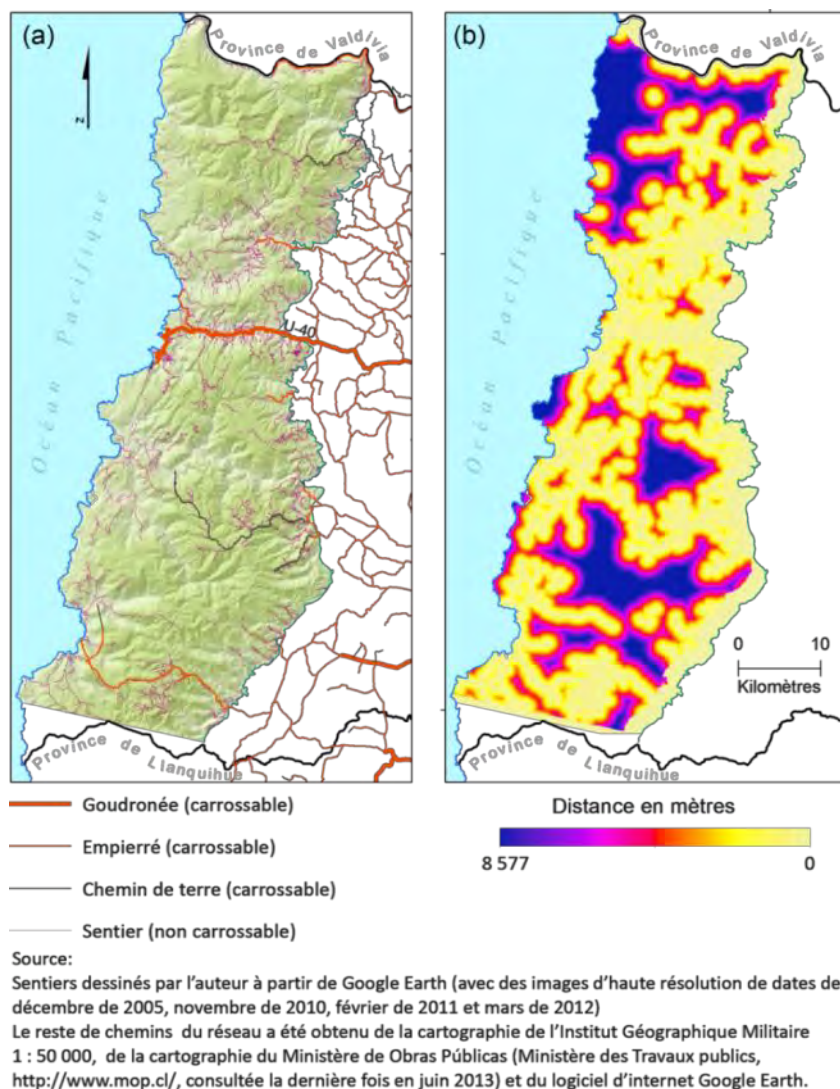


Figure 96 : Facteur distance aux voies de communication (a) Réseau de voies (b) Distance aux voies.

La relation entre la distance aux voies et le changement de l'occupation du sol – et en particulier la perte de forêt – peut être abordée à travers la comparaison des respectives répartitions de leurs superficies dans l'aire d'étude et l'observation de la distance entre ces distributions. Ici, nous représentons dans la figure 97 la répartition des données de la surface occupant les zones de Non-forêt (Figure 97a) et de Plantation (Figure 97b) (qui sont les couvertures qui remplacent la forêt) avec la répartition de la surface pour le total de l'aire, toutes regroupées par rangs de distance aux voies de communication (chaque 100 mètres). Ainsi, on peut apprécier certains désajustements entre les courbes qui montrent l'importance de la distance aux voies pour l'existence de forêt; une plus grande proportion de zones sans forêts existe dans les secteurs les plus proches des voies (entre 0 et 500 mètres) en comparaison avec l'aire totale dans les mêmes rangs de distance. C'est ainsi qu'à seulement une distance de 500 mètres des voies de communication, nous avons calculé un cumul de 49 % de la superficie totale transformée de Forêt native en Non-forêt entre 2001 et 2008. Inversement, dans les secteurs plus éloignés, en

particulier dans la portion de 500 – 5 000 mètres, la proportion de zones de Non-forêt est inférieure. A des distances supérieures à 5 000 mètres la proportion de superficie sans forêt descend et accumule à peine 0,9 % de superficies qui sont passé de Forêt à Non-forêt entre 2001 et 2008.

Dans le cas des plantations forestières, il y a aussi une tendance à être plus proche des voies; en effet, entre 0 et 1 600 mètres, la proportion de superficie est supérieure à la surface de l'aire totale dans ce rang. D'ailleurs, pour la forêt il n'existe pratiquement pas de différences entre les distributions des courbes, car la forêt est distribuée dans tous les rangs de distances aux voies.

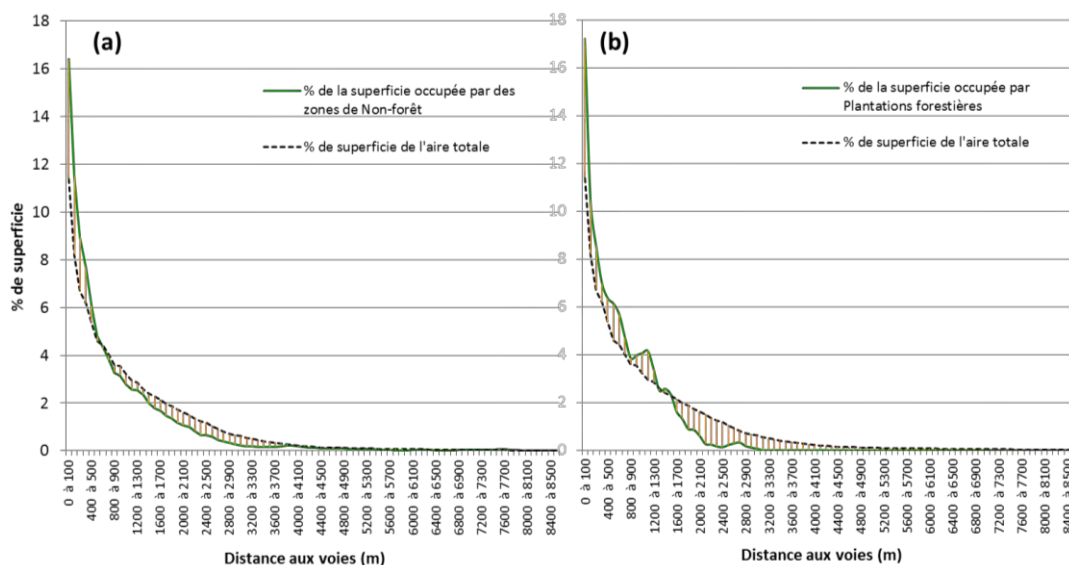


Figure 97 : Distribution des superficies selon les rangs de distance aux voies de communication. **(a)** Non- forêt en 2008 **(b)** Plantations forestières en 2008.

Durant les années quatre-vingt-dix et au début des années 2000, la construction d'une route côtière qui borderait la ligne littorale a été projeté par l'État. Cependant après une opposition ardue et critique de la part des communautés indigènes et des organisations de la société civile, le projet a été modifié en 2003 : maintenant son tracé est projeté sur le versant oriental de la cordillère, en grande partie à travers la zone de précordillère.

Proximité aux villes

La proximité aux villes, internes et externes à l'aire d'étude, est un autre facteur d'importance dans la détérioration de la forêt et il est étroitement associé à la demande et à la commercialisation du bois de forêt native. Il est très raisonnable de dire, qu'à proximité d'une localité peuplée, on trouvera moins de surface de forêt, car il est aussi très cohérent de supposer que plus on s'approche de la demande – concentrée sur les villes – plus grande sera la pression sur la forêt. La même nécessité d'infrastructures et de combustible pour les fonctions d'une ville implique aujourd'hui une intervention humaine presque obligatoire sur la forêt. En outre, la proximité aux villes réduit évidemment le coût de transport du bois et favorise sa commercialisation et finalement l'exploitation, en conséquence la détérioration des forêts.

Des plus petites jusqu'aux plus grandes villes, elles sont impliquées directement ou indirectement dans la chaîne de commercialisation. L'influence est principalement liée à la

fourniture de produits du bois, et notamment de bois de chauffage et de charbon de bois pour les villes proches. Sáez (1997) remarque qu'au cours de l'année 1997 environ 91 % des foyers de la Xème Région consommaient du bois de chauffage, dont 71 % dans la ville d'Osorno.

En synthèse, nous supposons qu'avec la proximité des villes augmente le changement de Forêt à Non-forêt.

A l'intérieur de l'aire d'étude, la localité avec plus d'habitants et de services, rayonnant sur la majeure partie de l'aire d'étude et notamment sur le secteur centre-sud, est la petite ville de Bahía Mansa (elle a un petit port de pêche) avec 900 personnes selon le recensement national de 2002. A l'extérieur de la zone d'étude, la ville la plus peuplée et la plus proche est Osorno, la capitale provinciale, avec 132 245 habitants et 37 641 logements (INE, 2002), mais en termes de distance ici calculée, elle se trouve plus loin que Bahía Mansa ; plus loin aussi que d'autres petites villes externes à la zone d'étude. Les villes externes plus proches sont situées principalement sur le secteur sud-est de l'aire, il s'agit de villes d'entre 500 et 1 000 habitants, telles que Riachuelo et Tegalda.

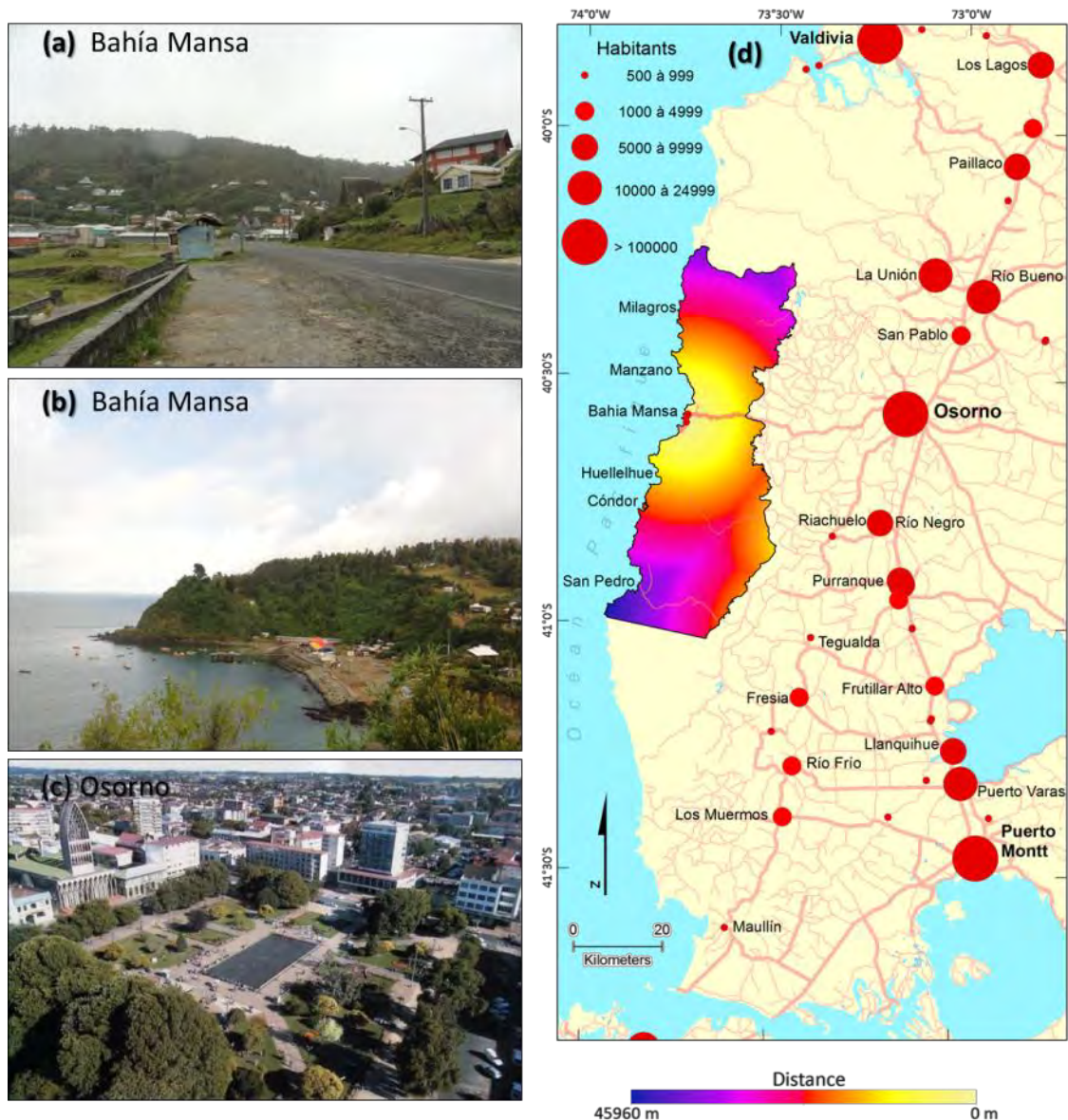


Figure 98 : Facteur distance aux villes **(a)** Entrée de la ville de Bahía Mansa **(b)** Le petit port de la ville de Bahia Mansa (photographies a et b prises par l’auteur en novembre de 2010) **(d)** Panoramique du centre (la place principale) de la ville d’Osorno en 2009 (source : PROSORNO, <http://www.skyscrapercity.com/showthread.php?t=573412&page=9>; consultée le 23 de mai 2014). **(e)** Distance aux villes de plus de 500 habitants (Elaboré par l’auteur à partir de statistiques de l’Instituto Nacional de Estadísticas, 2002).

Sur la figure 98, on peut noter que les zones de Non-forêt avec une proportion supérieure à celles de toute la superficie occupée pour le rang de distance respectif, sont situées entre 0 et 20 kilomètres de distance d’une ville (surtout de Bahía Mansa). Au sein de ces 20 kilomètres nous avons calculé que s’accumulent 52 % de toute la surface qui a changé de Forêt à Non-forêt entre 2001 et 2008. A plus de 20 km de distance, la relation s’infléchit et la proportion de superficies sans forêt jusqu’à 40 kilomètres est inférieure, au-delà des 40 kilomètres, les zones sans forêt acquièrent de nouveau une certaine importance.

Bahía Mansa est un point névralgique ou nodal de la zone d'étude où convergent la majorité du bois natif extrait des différents endroits de la cordillère; de nombreux habitants de lieux plus éloignés et isolés, surtout du versant ouest de la cordillère, arrivent jusque-là pour vendre le bois, en le chargeant soit dans un véhicule motorisé, un bateau ou à dos d'animal. Depuis quelques localités proches de fleuves telles que Huelلهhue, Cóndor et parfois de San Pedro pour le sud et Milagros pour le Nord, les villageois se rapprochent de cette ville dans de petits bateaux, pour vendre le bois d'Alerce – presque exclusivement – ou d'autres arbres.

D'autres habitants, qui résident plus près des chemins praticables par véhicules motorisés, vendent directement aux villes supérieures situées sur la Valle centrale, comme Río Negro, Purranque, Osorno ou Puerto Montt. Ces villes, bien qu'à l'extérieur de la zone d'étude, mais au vu de leurs plus haut nombre d'habitants, ont une demande importante de bois pour accomplir les activités de leur population, ainsi que d'autres de la Vallée centrale.

Pour la localisation de plantations forestières, l'influence des villes est différente de celle identifiée pour la forêt (ou la perte de forêt), car pour les entreprises forestières ou les investisseurs externes, les décisions d'installer une nouvelle plantation seront basées plutôt sur les conditions appropriées de l'environnement physique et des voies de communication pour transporter le bois et accéder aux terrains (Schlatter, 1977 ; Toro et Gessel, 1999 ; García, *et al.*, s/d).

Dans le graphique de la répartition des surfaces de plantations forestières groupées par distance (Figure 99), apparaissent deux maxima situés dans les rangs 10 à 15 et 30 à 35 kilomètres des villes, cependant ils répondent plutôt à d'autres facteurs explicatifs et sont principalement liés aux variables physiques-environnementales (pente, altitude, exposition, sols) ainsi qu'aux aspects liés à l'accès et à la propriété de la terre. Le premier pic est associé à des plantations situées entre 15 et 20 km de Bahía Mansa, dans le centre-ouest de la zone d'étude, presque en contact avec la limite avec la précordillère, où il y a plus de terrains plats et bas. Le second pic correspond principalement à des zones localisées à une distance de 30 à 35 km vers le nord de Bahía Mansa, le long des terrains adjacents au fleuve Bueno où il n'y a pas d'accès direct entre Bahía Mansa et ces plantations, puisque la cordillère flanque entre elles.

Comme nous le verrons plus tard, la plupart des plantations sont situées dans des zones à pentes faibles et basses altitudes, ce qui coïncide avec les zones de plantations maximales. Ils existent d'importantes plantations dans la zone d'étude – et dans la zone de la cordillère – qui sont localisées loin des villes. Si bien la proximité de villes peut être importante à petite échelle, à des échelles plus locales ce n'est pas un facteur déterminant. Du moins, c'est ce qui a été observé au cours des visites de terrains effectués et des conversations soutenues avec des paysans, des fonctionnaires et chercheurs (communication personnelle avec l'habitant de Huelلهhue Enzo González, 2012 ; le fonctionnaire et ex-directeur de CONADI-Osorno, Benardo Antriao, 2011 ; et le chercheur de l'Université de Los Lagos, Osorno, Nicolás Sáez, 2013).

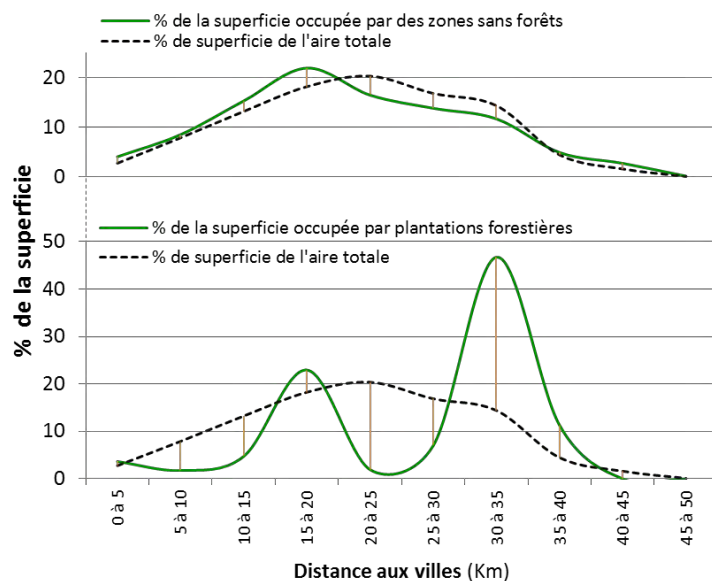
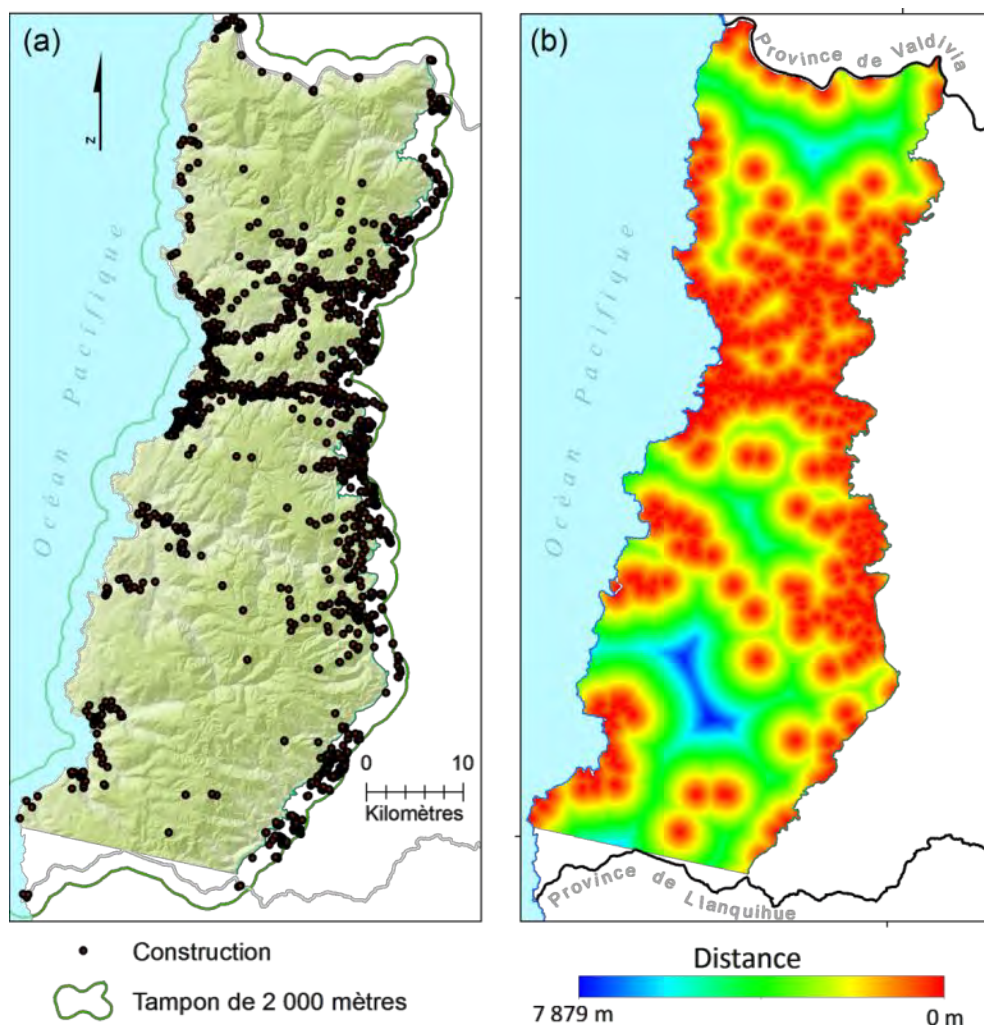


Figure 99 : Distribution des superficies occupées par secteurs sans forêts par rapport à rangs de distance aux villes supérieures à 500 habitants.

L'habitat : la distance aux constructions

La localisation de la population, groupée ou dispersée, est bien évidemment aussi très liée aux modifications des forêts surtout aux alentours des logements ; presque la totalité des familles qui résident dans l'aire d'étude ou immédiatement à sa limite, dépendent de quelque manière de la forêt, soit directement à travers l'extraction pour l'utilisation comme énergie d'usage quotidien et comme matériau de construction, soit pour la vente du bois ou pour disposer des espaces d'habitation et de pâturage, voire pour le tourisme. Selon le Recensement national de 2002, la population qui habite dans les 192 994 hectares de la zone à modéliser est à peine de 2 900 personnes, c'est-à-dire une densité de presque 1,5 personne par kilomètre carré. Dans la petite ville de Bahía Mansa ont été recensées 903 personnes en 2002, tandis que la population restante est dispersée dans des endroits plus ou moins concentrés. Le patron d'établissement de cette population est notamment associé avec la proximité aux fleuves, à quelques rives protégées pour le débarquement sur le littoral et à la route principale ainsi qu'aux terrains les plus bas et plats (Figure 100).

Une façon de capturer l'incidence de la localisation dispersée des familles ou des individus de la population sur la perte et la détérioration de la forêt, se fait à travers de la considération de la distance à l'emplacement des constructions. La plupart de ces constructions dans l'aire d'étude correspondent à logements et installations liées aux activités économique-productives des petits paysans. Ici nous avons calculé la distance à chacune des constructions, identifiées sur les images portées dans le logiciel Google Earth. Le nombre de bâtiments identifiés dans la zone d'étude encadrée au-dedans d'un tampon de 2 000 mètres a totalisé 5 240 points.



Constructions dessinées par l'auteur à partir de Google Earth (avec des images d'haute résolution, de décembre de 2005, novembre de 2010, février de 2011 et mars de 2012).

Figure 100 : Facteur distance aux constructions (a) Répartition des constructions dans et autour de la zone d'étude (b) Distance aux constructions (en mètres).

De la même façon que pour le facteur présenté précédemment, nous partons ici de la supposition que plus on est proche d'une construction (surtout d'un logement), plus grande sera l'intervention anthropique sur la forêt et vice versa, en s'éloignant il y aura une moindre perte et une meilleure qualité de conservation de la forêt. La graphique de la figure 101 permet d'inférer que la plus grande influence liée aux constructions sur l'absence de forêt se produit dans le rang de 0 à 1 000 mètres, puisque s'y trouvent les zones avec une plus grande présence de surfaces sans forêt (catégorie Non-forêt) en comparaison au reste de rangs de superficies. Il faut spécifier que nous avons calculé que dans ce rang est concentrée 51,2 % de la superficie accumulée des terrains qui ont changé de Forêt à Non-Forêt entre 2001 et 2008. A des distances supérieures à 1 000 mètres des constructions et jusqu'à 4 500 mètres de distance, la superficie de Non-forêt continue à décroître, mais la proportion de superficie sans forêt est peu significative par rapport à l'aire totale. Cependant à plus de 4 500 mètres de distance aux constructions, les secteurs de Non-forêt sont à nouveau significatifs, même s'ils sont plus éloignés des constructions, ils correspondent aux aires demandées pour l'exploitation de l'alerce de la part des paysans qui habitent plus près des alerzales.

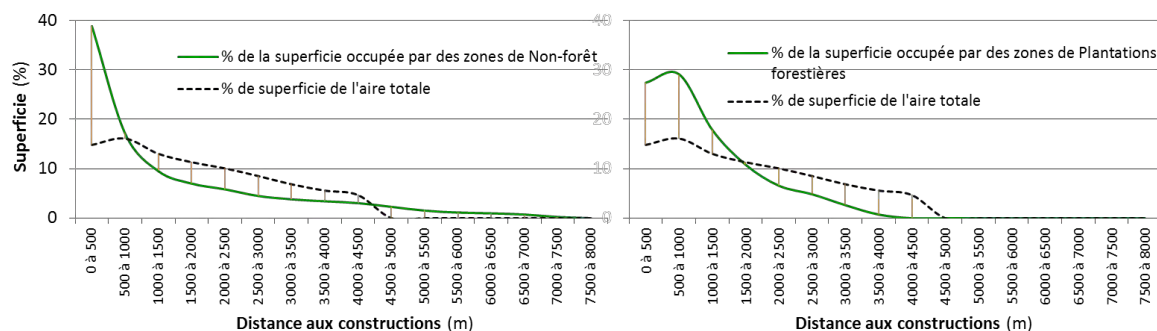


Figure 101 : Répartition des superficies par rapport aux rangs de distance aux constructions (a) Non-forêt 2001 (b) Plantation 2001.

Dans le cas des plantations forestières, on peut noter sur la figure 101 que la plupart d'entre elles sont situées à proximité des constructions ; nous avons calculé que 80 % de la surface qui est passée d'une catégorie d'occupation du sol à Plantation (de 2001 à 2008) est située dans le rang de distance de 0 à 630 mètres. Malgré cela, nous assumons que la localisation des constructions a une faible pertinence pour installer une nouvelle plantation. Cette forte concentration des plantations sur des terres à proximité des constructions est dû notamment au fait que les plantations – de même que les logements (et constructions en général) – sont situées surtout sur des terrains plats et bas qui coïncident avec le rang 0-630 mètres, et sont les conditions préférées pour l'installation de plantations commerciales.

Distance à l'état d'occupation du sol précédent

Il est également important de noter que l'état et la localisation de la végétation au moment de décider de l'exploiter, de l'éliminer – ou de la conserver – est cruciale pour la future trajectoire de changements de la forêt. Il est très cohérent de supposer que l'exploitation forestière et la détérioration est évidemment plus susceptible d'être menée sur un front de déforestation. Autrement dit, à partir des bords des superficies déjà coupées, l'éclaircissement facilitera l'accès – à moindre coût – soit pour exploiter le bois, soit pour l'usage agricole des terres ou l'élevage, ce qui finalement favorisera avec plus probabilité l'avancée de la perte de forêt. La même dynamique est également plausible pour le cas de la substitution de forêt native pour une plantation ; il sera plus facile et moins coûteux d'avoir un contrôle sur les investissements concentrés sur terrains spatialement contigus que dispersés. En vertu de cette logique, on considère ici que l'intégration de la distance à l'état précédent de la végétation dans la modélisation de la dynamique du couvert forestier, est essentielle pour sa compréhension et pour toute tentative de prédiction.

Des cartes de distance aux bords des catégories d'usage du sol ont été élaborées, comme on le montre dans la figure 102.

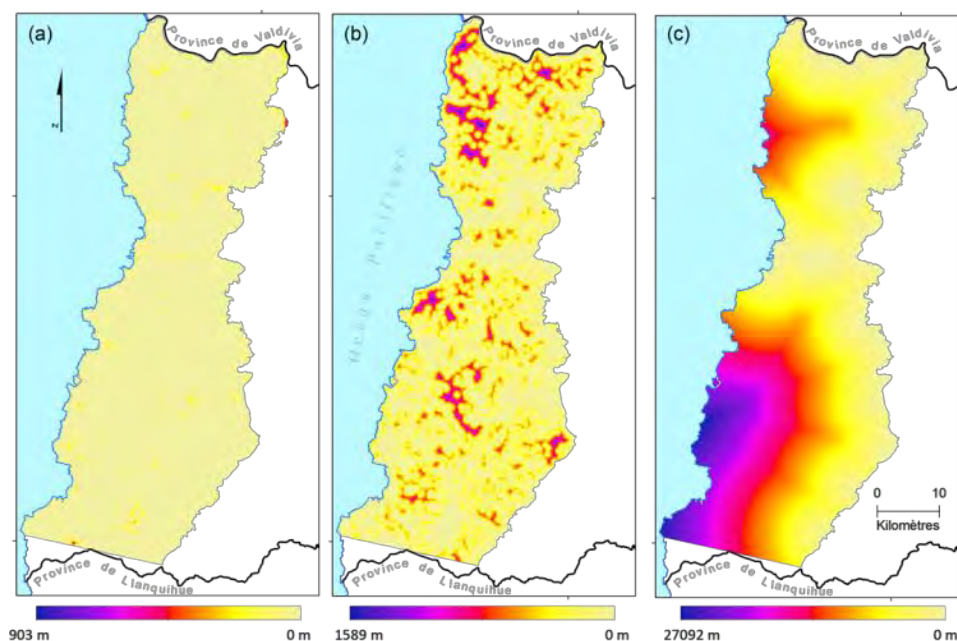


Figure 102 : Facteurs de distance aux catégories d'occupation du sol (a) Distance à la Forêt native de 2001 (b) Distance à la catégorie Non-forêt 2001 (c) Distance aux Plantations forestières de 2001.

Facteurs physico-environnementaux

Pour la standardisation des variables physico environnementales, on a utilisé une méthode qui compare la distribution des valeurs de superficie de la variable indépendante tout au long de la zone d'étude (distribution théorique) et la distribution de la même variable dans les secteurs d'une catégorie spécifique d'occupation du sol (distribution observée ou réelle). La méthode est basée sur la mesure de la significativité de l'écart entre les rangs successifs des distributions des valeurs de deux variables : « *L'écart significatif entre la distribution observée et la distribution théorique attendue* » (Paegelow, 2004, p.142). Ce traitement statistique de l'information, requiert de découper en classes les séries de données pour les discrétiser. Pour cela on compare les états de la variable modélisée (Forêt, Non-forêt et Plantation) avec les états (regroupés en classes) de chaque variable d'environnement. L'écart est considéré significatif aux intervalles de confiance α 0,01 et 0,001 et se solde par la standardisation du facteur en degré d'aptitude pour l'état considéré selon l'échelle (Tableau 20) (*op cit.*). L'échelle de standardisation utilisée ici fluctue entre 0 et 255 et exprime la probabilité de l'état de la variable modélisée. La méthode est appliquée sur les trois catégories d'occupation du sol et permet de générer de cartes classifiées d'aptitude où le 0 correspond à une aptitude nulle et 255 à l'aptitude maximale.

Intervalle	Aptitude standardisée (0 : Non apte à 255: apte)
$< -1 \times \alpha 0.001$	0
$< -1 \times \alpha 0.01$	64
Non significatif	128
$> 1 \times \alpha 0.01$	192
$> 1 \times \alpha 0.001$	255

Tableau 20 : Intervalle de confiance α de l'écart entre distribution observée et distribution théorique.

L'altitude

Il est facile de noter que les modifications anthropiques de la forêt sont liées (favorisées ou limitées) à l'altitude. Habituellement pour la majorité des exploitations forestières ou pour la substitution des forêts à d'autres usages, l'altitude peut être un obstacle pour accéder aux ressources et pour les transporter, ce qui permet de supposer une règle générale : plus l'altitude augmente, plus grande sera la difficulté d'accès et en conséquence la forêt présentera un meilleur état de conservation. Cependant, la règle peut être rompue à cause des valeurs d'usages attribués par les personnes aux différents types de ressources, lesquelles sont réparties par rapport à l'étagement de la végétation lié aux variations de la température avec l'altitude. Dans le cas de la cordillère de la Costa, la règle est satisfaite en partie, si l'on considère la forte exploitation de l'alerce, qui habite principalement sur les endroits les plus hauts de la cordillère, à la différence de l'exploitation et perte de la forêt laurifoliée qui est située presque sur toutes les altitudes.

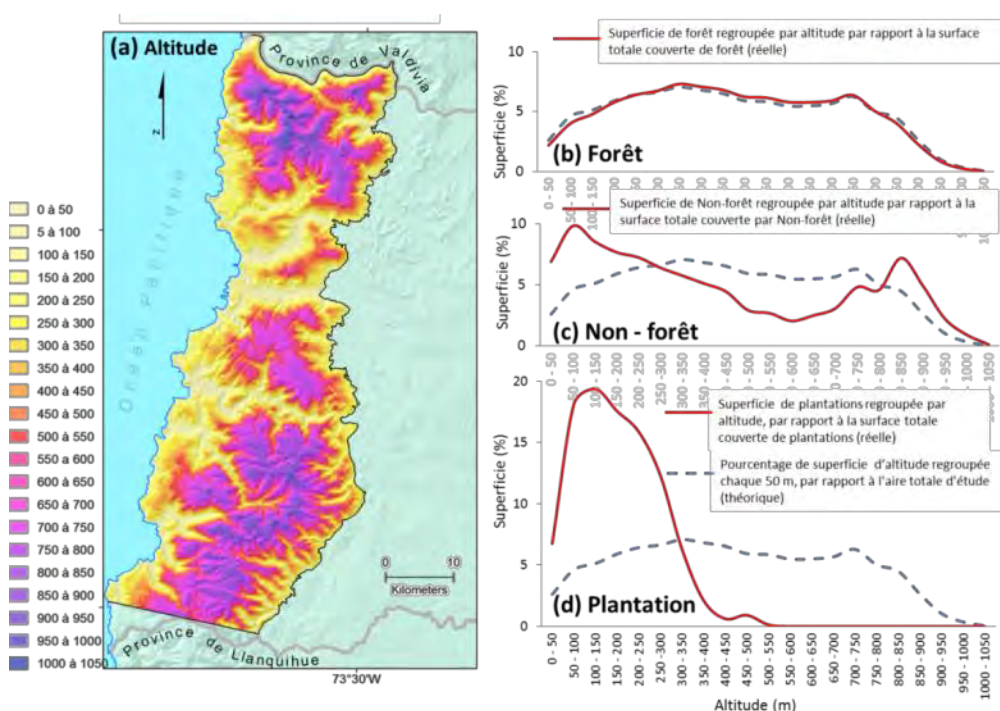


Figure 103 : Facteur altitude (a) Rangs d'altitude chaque 50 mètres (b) Superficies de Forêt native en 2001 regroupées par altitude (c) Superficies de Non-forêt en 2001 regroupées par altitude. (d) Superficies de Plantation en 2001 regroupées par altitude.

En observant les courbes de distribution des altitudes et des états de l'occupation du sol des groupes par rangs d'altitude (Figure 103), on peut noter que la distribution de la Forêt native est répandue pratiquement sur toutes les altitudes. En outre, on observe que les surfaces de Non-forêt ont une présence importante sur les zones basses (0 à 300 m), associées notamment aux principales vallées anthropisées. Sur les terrains plus hauts on trouve aussi des secteurs déboisés (à plus de 850 mètres), notamment associés avec d'anciennes exploitations d'Alerce. En ce qui concerne les plantations forestières, elles ont un emplacement marqué sur les terrains bas (inférieurs à 350 mètres).

Pour standardiser les états d'occupation du sol on teste la significativité de la distance entre la répartition des valeurs d'altitude de chaque état présent pendant l'année 2001 et la

répartition de l'altitude dans toute l'aire d'étude, discrétisé chaque 50 m (Figure 103). Les résultats de cette standardisation sont montrés dans la figure 104.

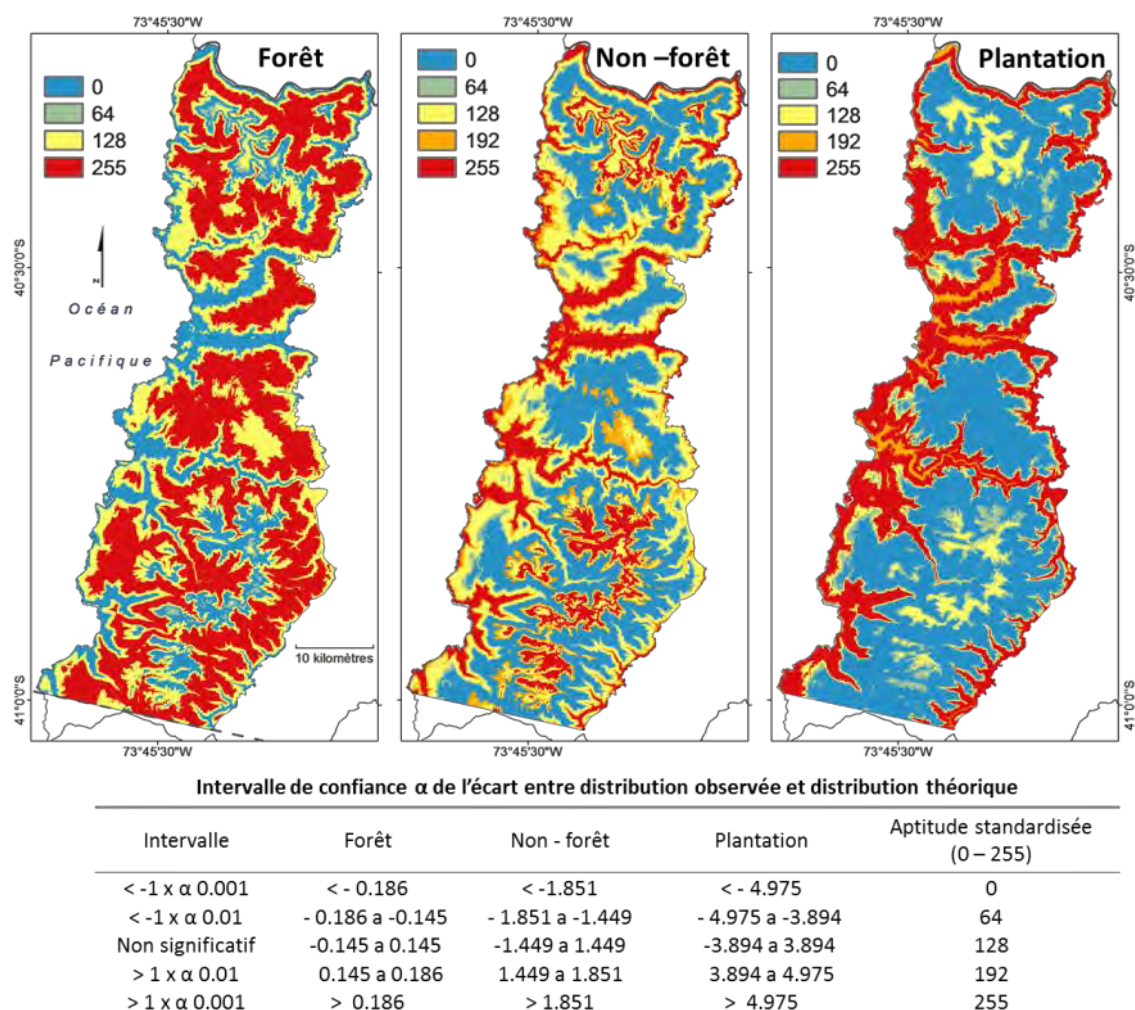


Figure 104 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol par rapport à l'altitude.

La Pente

Une règle très générale consiste à dire que dans la zone d'étude il y a trois domaines à retenir du point de vue de la pente. Le premier est celui situé aux altitudes basses et pentes douces, très touché par l'action humaine (pâturage, habitation et plantations) ; le second est situé aux altitudes moyennes, mais avec des pentes moyennes à fortes, où se trouve la grande partie de la forêt native ; le troisième est circonscrit à la haute montagne, caractérisé par des pentes douces, il s'agit d'un écosystème très perturbé à cause de l'exploitation de l'Alerce. Autrement dit, les étages les plus modifiés sont situés dans les superficies à pentes douces, tant sur les superficies de basses altitudes que sur les altitudes les plus élevées.

La distribution de la Forêt s'entend sur presque toutes les catégories de pente, sans grandes différences avec la distribution théorique, comme nous l'avons vu avec l'altitude (Figure 105). Entre 0 et 10 degrés spécifiquement, existe une moindre proportion de Forêt native, puisqu'il s'agit du rang de pente le plus transformé, où se trouve aussi la majeure partie de la

catégorie de Non-forêt, ainsi que de Plantation. Nous avons calculé que dans cette gamme, entre 2001 et 2008, s'accumule 59,7 % de toutes la surface de la zone d'étude qui s'est convertie de Non-forêt à Plantation, alors qu'entre 0 et 20° s'accumule 84,3 %. Entre 35 et 45 degrés, les plantations acquièrent apparemment une certaine importance, mais il s'agit d'une superficie marginale, puisqu'elle ne représente qu'environ 1 % de la surface totale des usages convertis à Plantation, et qu'elle correspond notamment à quelques bords des plantations.

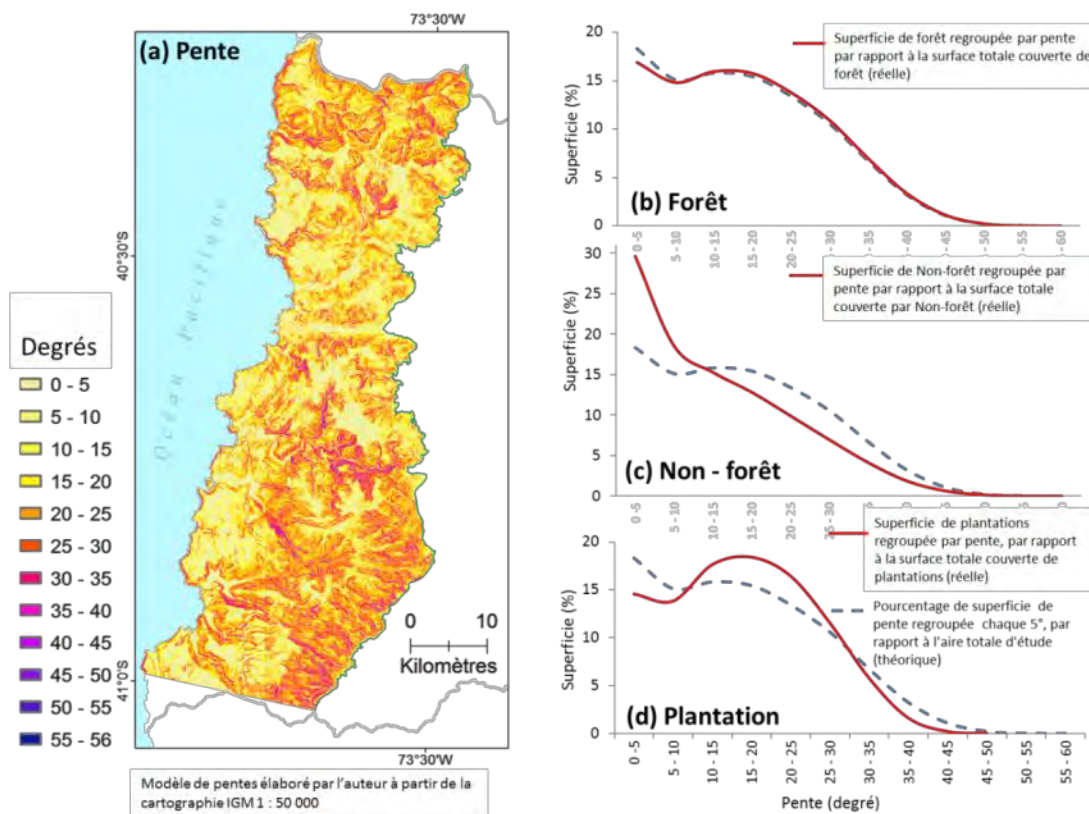
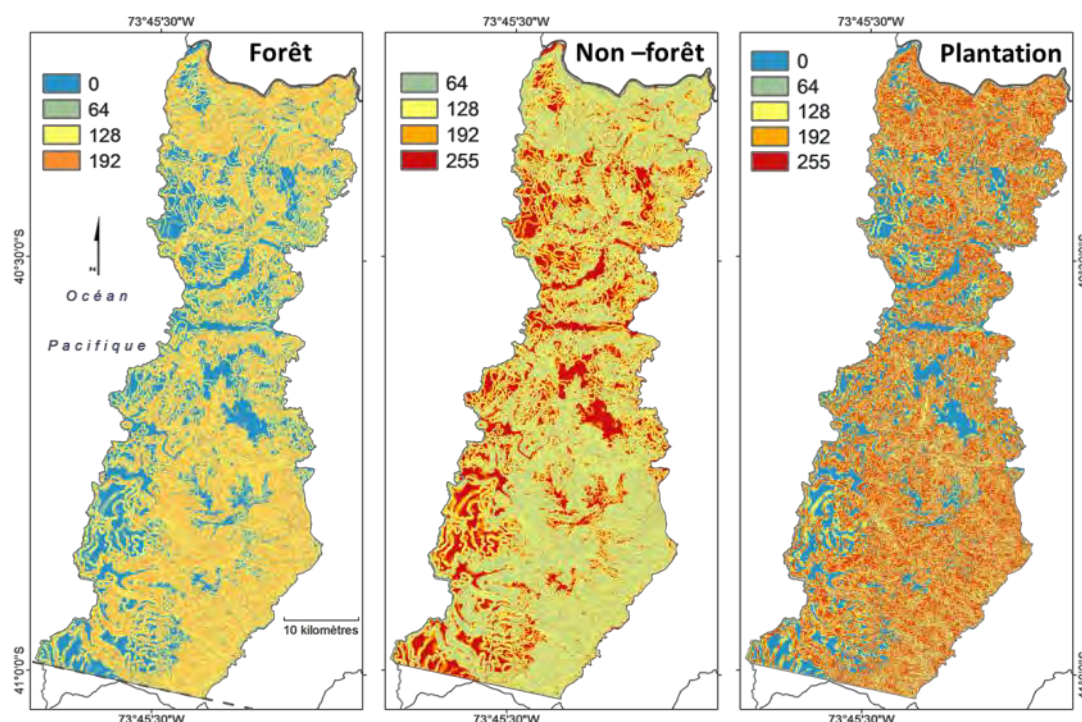


Figure 105 : Le facteur pente (a) Rangs de pentes chaque 5 degrés. (b) Superficies de Forêt native en 2001 regroupées par pente. (c) Superficies de Non-forêt en 2001 regroupées par pente (e) Superficies de Plantation en 2001 regroupées par pente.

Les résultats de la standardisation des états d'occupation du sol par rapport à la pente, et les cartes d'aptitude qui seront utilisées au cours de la phase de l'évaluation multicritère sont montrés dans la figure 106.



Intervalle de confiance α de l'écart entre distribution observée et distribution théorique

Intervalle	Forêt	Non - forêt	Plantation	Aptitude standardisée (0 – 255)
$< -1 \times \alpha 0.001$	< -0.461	< -3.848	< -1.863	0
$< -1 \times \alpha 0.01$	$-0.461 \text{ a } -0.361$	$-3.848 \text{ a } -3.012$	$-1.863 \text{ a } -1.459$	64
Non significatif	$-0.361 \text{ a } 0.361$	$-3.012 \text{ a } 3.012$	$-1.459 \text{ a } 1.459$	128
$> 1 \times \alpha 0.01$	$0.361 \text{ a } 0.461$	$3.012 \text{ a } 3.848$	$1.459 \text{ a } 1.863$	192
$> 1 \times \alpha 0.001$	> 0.461	> 3.848	> 1.863	255

Figure 106 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol par rapport à la pente.

Orientation du versant

L'observation de la répartition des valeurs d'orientation du versant permet d'inférer que les interventions humaines de la forêt native les plus significatives se situent dans des secteurs plus exposés à la radiation solaire directe, telles que les expositions Nord, Nord-Est et Est, tandis que l'orientation moins perturbée serait vers le Sud (Figure 107). C'est ainsi que tout le secteur Nord, Nord-est et l'Est concentrent 47 % du changement de Forêt à Non-forêt entre 2001 et 2008, alors que sur le secteur Sud – Sud-ouest – Ouest, on trouve 29 % de ce changement. Une tendance similaire se produit pour la localisation de Plantation.

Il est pertinent d'ajouter que certains auteurs ont fait référence à l'influence de ces trois variables déjà présentées (altitude, pente et orientation) pour les plantations de *Pinus radiata*. Particulièrement Cox (1982, in Schlatter, 1987) a souligné que dans la zone située entre les fleuves Toltén et Bueno, les facteurs environnementaux expliquant la plupart des variations de la croissance étaient l'altitude (faible croissance à haute altitude), l'exposition (meilleure croissance pour les expositions vers le nord) et la pente (une meilleure croissance sur des pentes faibles).

Comme indiqué ci-dessus pour les deux autres facteurs, la standardisation des données d'orientation a été effectuée à partir de la pondération des facteurs selon la significativité de la

distance entre les courbes représentées sur la figure 107, dont les classes et cartes résultantes sont présentés sur la figure 108.

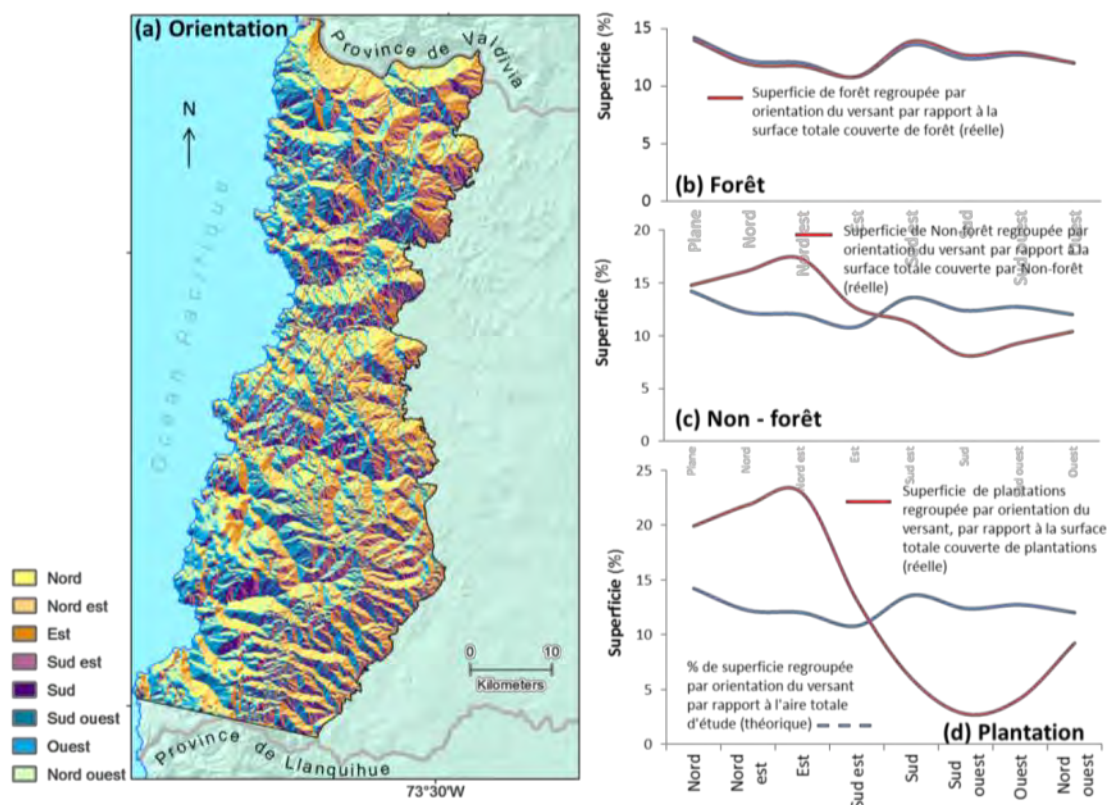


Figure 107 : Le facteur d'orientation du versant **(a)** Orientations **(b)** Superficies de Forêt native en 2001 regroupées par orientation **(c)** Superficies de Non-forêt en 2001 regroupées par orientation **(d)** Superficies de Non-forêt en 2001 regroupées par orientation.

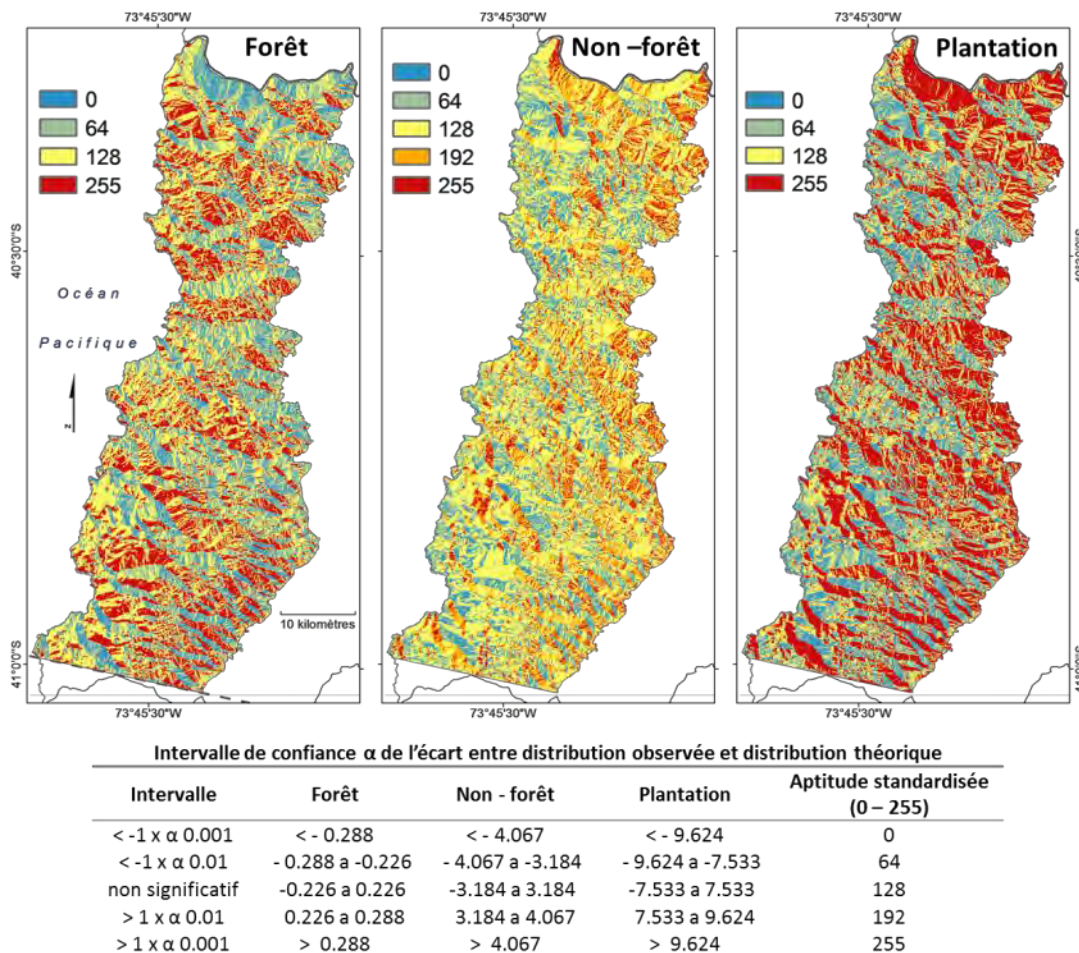


Figure 108 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol (2001) par rapport à l'orientation du versant.

Le sol : profondeur, érosion et drainage dans les plantations forestières

Le sol en tant que facteur de localisation de la couverture du sol est très important pour la persistance ou le changement des différents usages du sol, ainsi que pour le développement de la végétation. Ici, nous avons utilisé trois aspects du sol pour construire une carte d'aptitude de l'état Plantation de la variable à modéliser. Ces aspects sont la profondeur du sol, l'érosion et le drainage. Nous assumons que le facteur que ces trois aspects configurent est très pertinent lors de la décision d'installer une nouvelle plantation.

Nous supposons également que cette variable peut être plus explicative pour l'état Plantation que pour la Forêt native ; la forêt naturelle de l'aire d'étude a une distribution potentiellement ample, qui est bien décrite par les étages de végétation, qui à leur tour sont particulièrement liés à l'altitude et la pente indiquées ci-dessus. La décision de planter signifie assurer le meilleur rendement possible et par conséquent choisir les facteurs le plus favorables pour une bonne croissance des arbres. Bien que les aspects du sol considérés (profondeur, érosion et drainage) soient aussi en quelque sorte liés à des facteurs du relief déjà considérés (altitude, pente et orientation), ils peuvent fournir des informations au modèle, en permettant de différencier un peu plus précisément la probabilité d'aptitude dans la matrice de pixels ; l'information employée provient d'une étude de CIREN (2003), réalisé sur une échelle 1 : 20 000, échelle plus détaillée que celle des autres facteurs physico environnementaux utilisés ici (1 : 50 000).

Par exemple, au sujet de l'érosion (et la profondeur) Toro et Gessel (1999, p.30-40) soulignent que pour le *Pinus radiata* le compactage du sol est un problème important constaté en particulier dans les sols de la cordillère littorale entre les régions V et VIII : « *Ce problème existe parce que la partie inférieure du sous-sol est exposé à la suite de l'érosion.* ». Schlatter (1977, p.18) aussi en se référant au Pin, remarque que selon la littérature existante cette espèce « *a besoin des sols de moyenne à grande profondeur pour un bon développement* », il ajoute de plus que ce conifère aura une mauvaise croissance dans des sols avec un mauvais drainage.

Le tableau 21 présente un résumé des types les plus appropriés de profondeur du sol et de drainage pour les principales espèces plantées dans la zone d'étude, élaboré à partir de la bibliographie. Leur expression spatiale est présentée sur les cartes d'aptitude standardisées sur la figure 109.

Caractéristiques du sol		Espèce			Rang moyenne
		<i>Pinus radiata</i> (*)	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (**)	<i>Eucalyptus globulus</i> (**)	
	Profondeur	≥25 cm	Profonde	Modéré à profonde	Mince à profonde
	Drainage	Bon à modéré	Bon à modéré	Bon à modéré	Bon à modéré

(*) García E., Sotomayor A., Silva S., Valdebenito G., (s/d). Establecimiento de Plantaciones Forestales. *Eucalyptus* sp. INFOR, Chile.

(**) García E., Sotomayor A., Silva S., Valdebenito G., (s/d). Manual de coníferas. INFOR, Chile.

Tableau 21 : Aptitude de la profondeur et du drainage de sols pour plantations forestières.

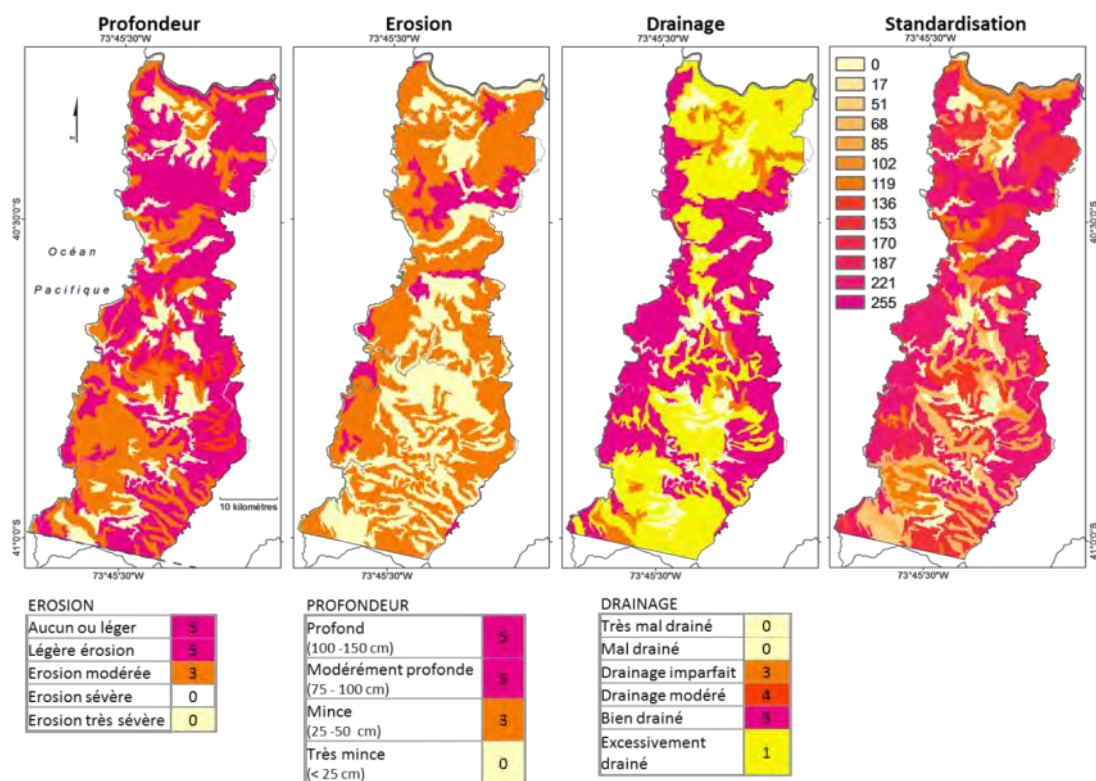


Figure 109 : Facteur sol : score d'aspects du sol (profondeur, érosion et drainage) et carte d'aptitude des sols pour les plantations.

Ensuite, on présente trois tableaux (22, 23 et 24), une pour chaque catégorie d'occupation de sol (objectif EMC) qui résume les facteurs utilisés dans l'évaluation multicritère ainsi que la méthode employée pour les classer.

FORÊT				
Variable	Rang de la variable	Standardisation	Degré d'aptitude	Poids
Altitude	0 à 1 041 m	Significativité	Valeur 0 : 0 à 150m ; 800 à 900m Valeur 64 : 900 à 950 Valeur 128 : 150 à 300m ; 700 à 800m; >900 Valeur 255 : 300 à 700m	0.121
Pente	0° à 56°	Significativité	Valeur 0 : 0 à 5° Valeur 64 : 5 à 10° Valeur 128 : 10° à 20° ; >30°	0.147
Orientation du versant	0° à 360°	Significativité	Valeur 0 : NE Valeur 64 : N ; E Valeur 128 : SE ; O ; NO Valeur 255 : S ; SO	0.102
Distance aux voies	0 à 8 577 m	<i>Monotonically increasing, linear</i>	Valeur 255 : distance maximale aux voies ; valeur 0 : distance minimale	0.217
Distance aux villes (>500hab)	0 à 45 960 m	<i>Monotonically increasing, linear</i>	Valeur 255 : distance maximale aux villes ; Valeur 0 : distance minimale	0.210
Distance aux constructions	0 à 20958 m	<i>Monotonically increasing, linear</i>	Valeur 255 : distance maximale aux voies ; Valeur 0 : distance minimale	0.203

1.000

Tableau 22 : EMC. Facteurs pour Forêt

NON – FORET				
Variable	Rang de la variable	Standardisation	Degré d'aptitude	Poids
Altitude	0 à 1041 m	Significativité	Valeur 0 : 400 à 700 m ; Valeur 64 : 350 à 400 m ; Valeur 128 : 200 à 350 m ; 750° à 800 m ; >900 m Valeur 192 : 150 à 200 m ; 700° à 750 m Valeur 255 : 0 à 150 m ; 800 à 900 m	0.103
Pente	0° à 56°	Significativité	Valeur 64 : 20° à 30° Valeur 128 : 10° à 20° ; >30° Valeur 192 : 5° à 10° Valeur 255 : 0° à 5°	0.125
Orientation du versant	0° à 360°	Significativité	Valeur 0 : SO Valeur 64 : O Valeur 128 : N ; SE ; S ; NO Valeur 192 : NE Valeur 255 : E	0.087
Distance aux voies	0 à 8 577 m	Monotonically decreasing, linear	Valeur 255 : distance maximale aux voies ; valeur 0 : distance minimale	0.184
Distance aux villes (>500hab)	0 à 45 960 m	Monotonically decreasing, linear	Valeur 255 : distance maximale aux villes ; valeur 0 : distance minimale	0.179
Distance aux constructions	0 à 20 958 m	Monotonically decreasing, linear	Valeur 255 : distance maximale aux constructions ; valeur 0 : distance minimale	0.173
Distance à Non-foret 2001	0 à 1 589 m	Monotonically decreasing	Valeur 255 : distance maximale à Non-forêt; valeur 0 : distance minimale	0.149

1.000

Tableau 23 : EMC. Facteurs pour Non-forêt

PLANTATION											
Variable	Rang de la variable	Standardisation	Degré d’aptitude			Poids					
Altitude	0 à 1041 m	<i>Monotonically decreasing, linear</i>	Valeur 255 : Altitude maximale ; Valeur 0 : Altitude minimale			0.166					
Pente	0° à 56°	<i>Monotonically decreasing, linear</i>	Valeur 255 : pente maximale (non apte) ; Valeur 0 : pente minimale (très apte)			0.166					
Orientation du versant	0° à 360°	Regroupement manuel en classes	Valeurs standardisées	Azimut en degrés	Orient.	0.166					
			0	202,5 à 247,5	SW						
			64	157,5 à 247,5	S						
			64	247,5 à 292,5	W						
			128	292,5 à 337,5	NW						
			128	112,5 à 157,5	SE						
			128	22,5 à 337,5	N						
			255	22,5 à 67,5	NE						
255	67,5 à 112,5	E									
Type de sol	Classification manuelle à partir de la somme pondérée de la Profondeur, l'Erosion et le Drainage de chaque série de sol (CIREN, 2003)	Regroupement manuel en classes (bibliographie)	Aptitude nulle	0	Voir Annexe 2	0.366					
				17							
				51							
				68							
				85							
				102							
				119							
				136							
				153							
				170							
				187							
				221							
			Aptitude grande	255							
			Distance aux voies	0 à 8 577 m			<i>Monotonically decreasing, linear</i>	Valeur 255 : distance maximale aux voies ; valeur 0 : distance minimale			0.068
			Distance aux plantations de 2001	0 à 27 092 m			<i>Monotonically decreasing, linear</i>	Valeur 255 : distance maximale à Plantation; valeur 0 : distance minimale à Plantation			0.068

1.000

Tableau 24 : EMC. Facteurs pour Plantation

La pondération des facteurs

Au cours de l'application de l'EMC, les variables doivent être pondérées conformément à l'importance relative d'une variable par rapport aux autres. Les poids attribués au cours de la pondération sont montrés (à gauche) dans les tableaux 22, 23 et 24. Nous avons utilisé deux modalités pour réaliser cette pondération. La première est basée sur une question (enquête cachée) posée à personnes liées au secteur forestier et au territoire de la zone d'étude. La question a été utilisée pour pondérer les catégories de Forêt native et Non-forêt : « *Priorisez (de 1 à 9) les facteurs environnementaux, selon le degré d'importance que vous attribuez à la diminution et perte*

de forêt de la cordillère littorale d'Osorno ». L'enquête a été adressée à 25 personnes, dont neuf d'elles ont répondu (Tableau 25 et Annexe 3).

(a) Forêt

Facteurs	Priorisation des répondants									Somme pondérée	Poids
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
Altitude	5	0	2	0	7	0	0	0	3	0.73	0.121
Pente	2	1	0	2	5	3	1	0	3	0.89	0.147
Orientation du versant	4	4	1	3	2	0	1	0	2	0.62	0.102
Distance aux voies	1	0	0	0	2	0	3	0	11	1.31	0.217
Distance aux constructions	1	0	0	0	2	0	5	4	5	1.23	0.203
Distance aux villes	1	0	0	0	2	0	4	2	8	1.27	0.210
											1.000

(b) Non-forêt

Facteurs	Priorisation des répondants									Somme pondérée	Poids
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
Altitude	5	0	2	0	7	0	0	0	3	0.73	0.103
Pente	2	1	0	2	5	3	1	0	3	0.89	0.125
Orientation du versant	4	4	1	3	2	0	1	0	2	0.62	0.087
Distance aux voies	1	0	0	0	2	0	3	0	11	1.31	0.184
Distance aux constructions	1	0	0	0	2	0	5	4	5	1.23	0.173
Occupation du sol (distance à Non-forêt)	1	0	2	0	5	1	1	2	5	1.06	0.149
Distance aux villes	1	0	0	0	2	0	4	2	8	1.27	0.179
											1.000

Tableau 25 : Pondération de facteurs pour les objectifs (a) Forêt native et (b) Non-forêt dans le cadre de l'évaluation multicritère.

La seconde modalité de pondération est appliquée aux facteurs de la catégorie Plantation, en calculant le poids à partir de la comparaison par paires de facteurs au moyen de la matrice de variables dite de Saaty (1977), considérée comme l'une des méthodes les plus courantes pour obtenir le vecteur propre de chaque facteur (Paegelow *et al.*, 2003).

Pour appliquer cette pondération relative, nous nous appuyons sur l'observation des indices de Cramer (V) calculés entre les facteurs et le changement des plantations entre 2001 et 2008, sur des conversations soutenues avec personnes liées au territoire et le comportement des courbes des variables d'environnement (Tableau 26).

Facteurs	Poids (Matrice Saaty)	Coefficient Cramer (V)
Sols	0.366	0.2738
Altitude	0.166	0.2491
Pente	0.166	0.1980
Distance à Plantation 2001	0.068	0.1774
Distance aux voies	0.068	0.1379
Orientation du versant	0.166	0.0905

Tableau 26 : Poids des facteurs pour Plantation avec matrice de Saaty et coefficients de Cramer.

Au cours de la pondération des facteurs de Plantation, il a été considéré que le facteur le plus important est le sol, en coïncidence avec ce que reflète le test de Cramer (V). Aux facteurs du relief on a assigné un poids commun ; l'altitude et la pente ont des coefficients de Cramer très proches (ils occupent, parmi les facteurs, la deuxième et troisième place dans le test de Cramer), cependant, le facteur orientation du versant, même s'il est le plus bas dans le test de Cramer, a été considéré avec la même importance que les autres deux facteurs du relief, en se basant sur les différences marquées entre la distribution théorique de la variable orientation et la distribution réelle (Figure 107) et en raison de l'importance que quelques auteurs attribuent à l'orientation pour les plantations (Schlatter, 1987).

Les facteurs de proximité ont été considérés avec un poids commun et inférieur au reste. Ces facteurs bien qu'importants pour l'installation de nouvelles plantations, peuvent être surmontés par les entreprises forestières. Il est commun par exemple que les propres entreprises construisent les chemins adéquats pour leurs travaux productifs.

Pour finir le processus d'évaluation multicritère et obtenir les cartes d'aptitude (Figure 110), il faut choisir le type d'EMC en fonction du niveau de risque et de compensation entre les facteurs. Car, en plus de l'attribution de pondérations aux facteurs, il existe également un autre type de poids qui peut être incorporé au cours du processus d'agrégation des critères, il s'agit de l'affectation des poids d'ordre introduite par Yager (1988) : *Ordered weighted averaging* (OWA), qui agissent de manière spécifique sur chaque pixel et permettent un contrôle direct sur les niveaux de compensation de poids entre facteurs et le degré de prise de risque entre « or » (risque maximal) et « et » (risque minimal) (Eastman, 2006). Nous avons choisi une évaluation moyenne du risque et un niveau de compensation maximal. Le résultat final, à savoir les cartes d'aptitude ou de capacité d'accueil du territoire pour chaque catégorie d'occupation du sol sont présentées dans la figure 110.

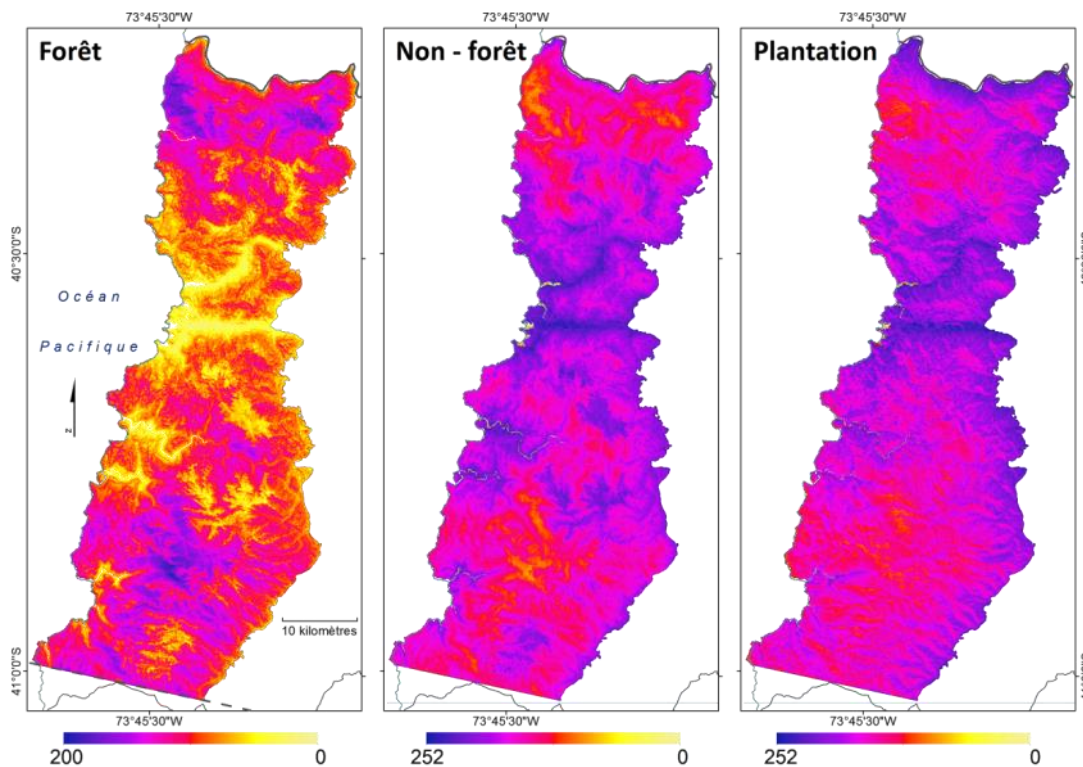


Figure 110 : Cartes d'aptitude par rapport à la catégorie d'occupation du sol, obtenues de l'Évaluation multicritère.

L'algorithme d'automate cellulaire (AC)

Au cours de cette phase, sont intégrés les traitements effectués au cours des étapes précédentes, à savoir, la modélisation par chaînes de Markov et les cartes de probabilité d'aptitude pour chacune des trois catégories d'occupation du sol obtenues dans l'évaluation multicritère. On cherche ici à résoudre les incompatibilités qui concernent la probabilité que chaque pixel appartienne à l'une ou l'autre des catégories d'occupation du sol (EMO) et à simuler la distribution spatiale des valeurs d'occupation du sol, en tenant compte la contiguïté spatiale de chaque pixel (AC).

Le module CA_MARKOV du logiciel IDRISI Selva est utilisé ; il s'agit plus précisément d'une procédure de prédiction qui combine les automates cellulaires avec les chaînes de Markov et les évaluations Multicritère/Multiobjectif.

L'application de l'algorithme d'automate cellulaire pour mesurer la contiguïté locale au sein du module CA_MARKOV est effectuée avec un filtre moyen booléen de 5x5. Le résultat obtenu est multiplié par les cartes de probabilité générées dans la phase d'évaluation multicritère, ce qui accroît la probabilité qu'un pixel appartienne à une catégorie par voisinage. Ainsi, finalement, nous obtenons un résultat qui intègre spatialement la probabilité conditionnée par l'environnement local, autrement dit, par les pixels qui l'entourent.

Durant l'application de l'algorithme CA_Markov, on requiert aussi d'indiquer le nombre d'itérations, qui coïncide avec les années d'extrapolation pour le calcul de la projection, dans notre cas ont été utilisés sept itérations. Le résumé de paramètres d'entrée pour l'application de l'algorithme sont résumés dans le tableau 27.

Transition de base vers 2008	Erreur proportionnelle de la matrice	Occupation du sol de référence	EMC	Itérations	Filtre booléen
1976 à 2001	0.0000	Carte 2001	Cartes d'aptitude	7	5x5
	0.0010				
	0.0250				
	0.0500				
	0.1000				
1986 à 2001	0.0000				
	0.0010				
	0.0250				
	0.0500				
	0.1000				

Tableau 27 : Prérequis ou conditions utilisées dans l'application du module CA_Markov pour la prédiction de l'occupation du sol en 2008.

Le résultat final de cette phase est un ensemble d'images avec la modélisation pour 2008 (sur la base de 1976-2001 et 1986-2001) par rapport aux différentes erreurs proportionnelles. Au total, 10 cartes ont été obtenues pour la modélisation 2008, elles sont montrées sur la figure 111. Postérieurement dans le chapitre de validation, ces images sont examinées afin de déterminer le niveau d'ajustement avec l'image réelle d'occupation du sol observée pour l'année 2008.

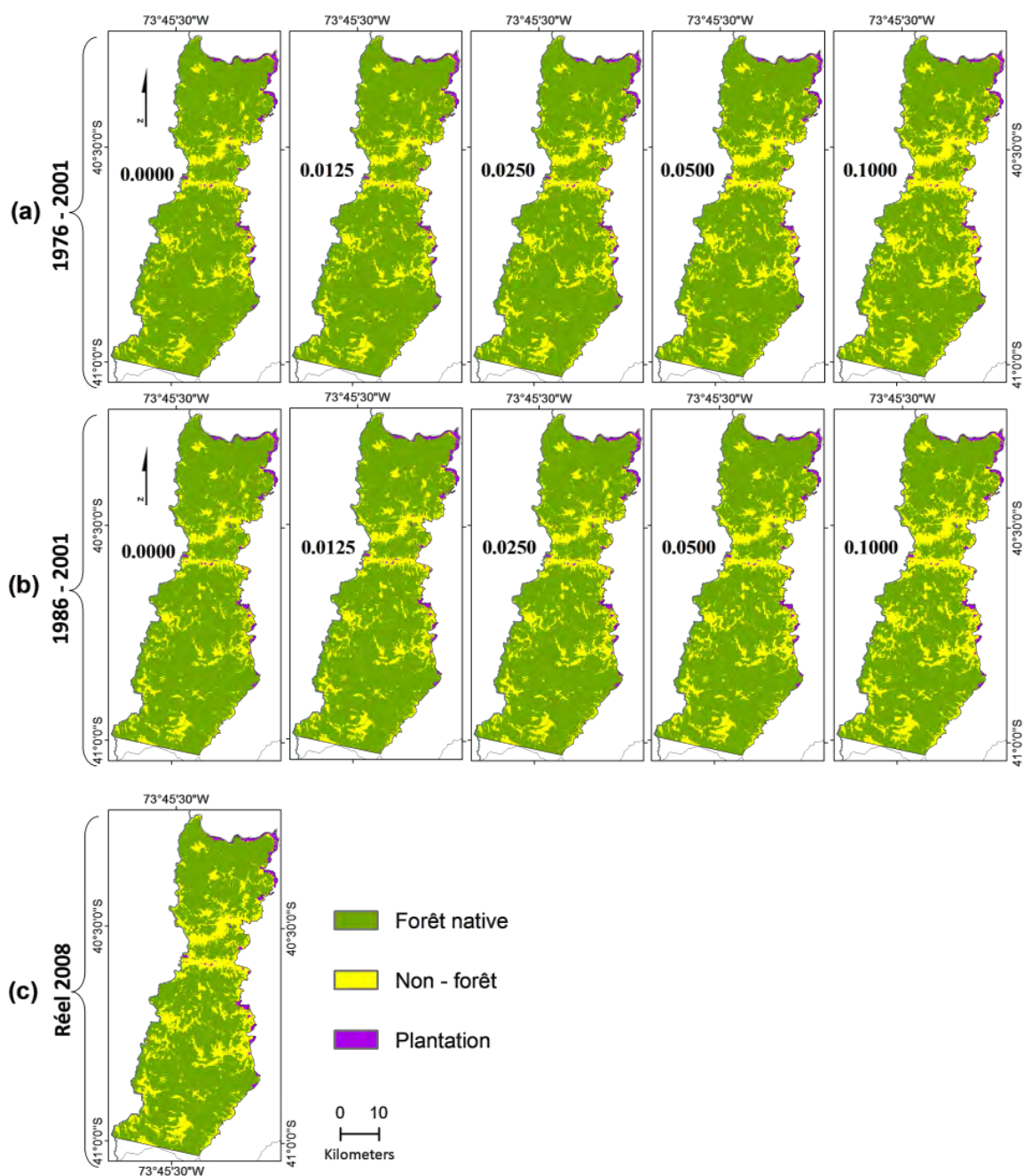


Figure 111 : Prédiction de l'occupation du sol vers 2008 conforme CA_MARKOV (a) Projection sur la base de 1976 et 2001 (b) Projection sur la base de 1986 et 2001 (c) Occupation du sol réel en 2008.

9.2.3 Le modèle Perceptron multicouche : Land Change Modeler (LCM)

Ensuite, nous exposons les étapes de la mise en œuvre de la modélisation par le biais des réseaux neuronaux. L'application de cette approche stochastique cherche à compléter le modèle antérieurement décrit en ce qui concerne l'exploration de scénarios futurs. Ce procédé de modélisation est destiné à capturer les relations qui ne suivent pas de formes mathématiques prédéfinies et linéaires, et qui sont en conséquence difficiles à quantifier et visualiser au travers d'autres méthodes sans la capacité d'auto-apprentissage. Il s'agit d'un modèle semi-automatique,

sur lequel il faut seulement optimiser la phase d'entraînement parce que les mêmes algorithmes détectent les changements spatio-temporels des couvertures du sol (Paegelow *et al.*, 2008, p.161). Plus précisément, ce modèle est basé sur le réseau perceptron multicouche (*Multi-Layer Perceptron*, MLP) pour l'entraînement et simulation des changements des états de l'occupation du sol, mais il intègre aussi l'analyse des chaînes de Markov (CM) pour la prédiction de transitions temporelles (Eastman, 2006).

Transitions et sous-modèles

Les outils utilisés pour effectuer la modélisation sont inclus dans le module *Land Change Modeler* du logiciel IDRISI Selva, dans lequel l'analyse et la simulation des changements sont organisées autour d'une série de sous-modèles de transition.

Chaque sous-modèle consiste en le passage ("transition") depuis une ou plusieurs couvertures d'occupation du sol vers une autre pour le 2008, avec un groupe spécifique de variables explicatives. Le modèle mis en œuvre ici agit sur les changements entre les mêmes catégories d'occupation du sol considérées pour le modèle géomatique présenté ci-dessus (Tableau 28). Il est composé de trois sous-modèles calibrés sur les dates de transition de 1976-2001 et 1986-2001, orientés à simuler les transitions vers les catégories de (1) Forêt, (2) Non-forêt et (3) Plantation. Bien qu'il existe des transitions très improbables, nous avons intégré toutes les transitions théoriques, en espérant qu'elles soient simulées en proportion de leur importance et de l'erreur proportionnelle.

Sous-modèles de transition		
Variables explicatives	De	vers
Altitude Pente Orientation du versant Distance aux voies Distance aux villes (>500hab) Distance aux constructions	Non-forêt	Forêt
	Plantation	
Altitude Pente Orientation du versant Distance aux voies Distance aux villes (>500hab) Distance aux constructions Distance aux Non-foret 2001	Forêt	Non-forêt
	Plantation	
Altitude Pente Orientation du versant Type de sol Distance aux voies Distance aux plantations de 2001	Forêt	Plantation
	Non-forêt	

Tableau 28 : Variables et sous-modèles de transition des catégories d'occupation du sol de *Land Change Modeler*.

Les variables du modèle

La sélection et l'intégration des variables d'entrée dans chaque sous modèle tiennent compte les mêmes variables qui ont été employées pour chaque objectif dans l'évaluation multicritère du modèle géomatique (Tableau 28).

En ajoutant les variables à LCM, on doit indiquer si elles sont statiques ou dynamiques. Les premières ne changent pas au fil du temps, contrairement aux dynamiques qui sont recalculées à chaque itération au cours de l'entraînement ainsi que dans la simulation. Pour notre modélisation ont été considérées comme dynamiques uniquement les variables de distance aux bords de Non-forêt et à Plantation. La distance aux routes a été considérée comme statique, car comme il a été mentionné précédemment, le réseau de voies de communication n'a pas eu de changements significatifs au cours des dernières années, et le projet d'une nouvelle route côtière a été modifié et déplacé en dehors de la zone d'étude.

Les cartes de probabilité de transition (2001-2008)

Comme résultat de l'entraînement du perceptron, de cartes de probabilité de transition sont calculées, elles combinant une carte de transition (1976-2001 ou 1986-2001) aux variables explicatives des changements et expriment le potentiel que chaque pixel de passer d'une catégorie spécifique d'occupation du sol à une autre (Eastman, 2006). Pour notre cas on a six cartes (Tableau 28). La figure 112 montre cinq de ces cartes pour les deux transitions d'apprentissage utilisées (1976-2001 et 1986-2001). La carte de transition de Plantation à Forêt n'est pas incluse dans cette figure car elle présente seulement des valeurs zéro de probabilité.

Au cours de l'entraînement le MLP fonctionne en mode automatique « *dans lequel il prend ses propres décisions sur les paramètres à utiliser et la façon de comment ils devraient être modifiés pour mieux modéliser les données* » (Eastman, 2006, p.244). Simultanément dans ce processus d'entraînement, le réseau s'appuie sur un échantillon aléatoire de pixels qui représentent le changement et la persistance. Il utilise 50 % de ces pixels pour l'entraînement et effectuer une analyse multivariée pour ajuster les poids et établir le potentiel de transition. Les autres 50 % sont utilisés pour tester ses performances au moment de la validation.

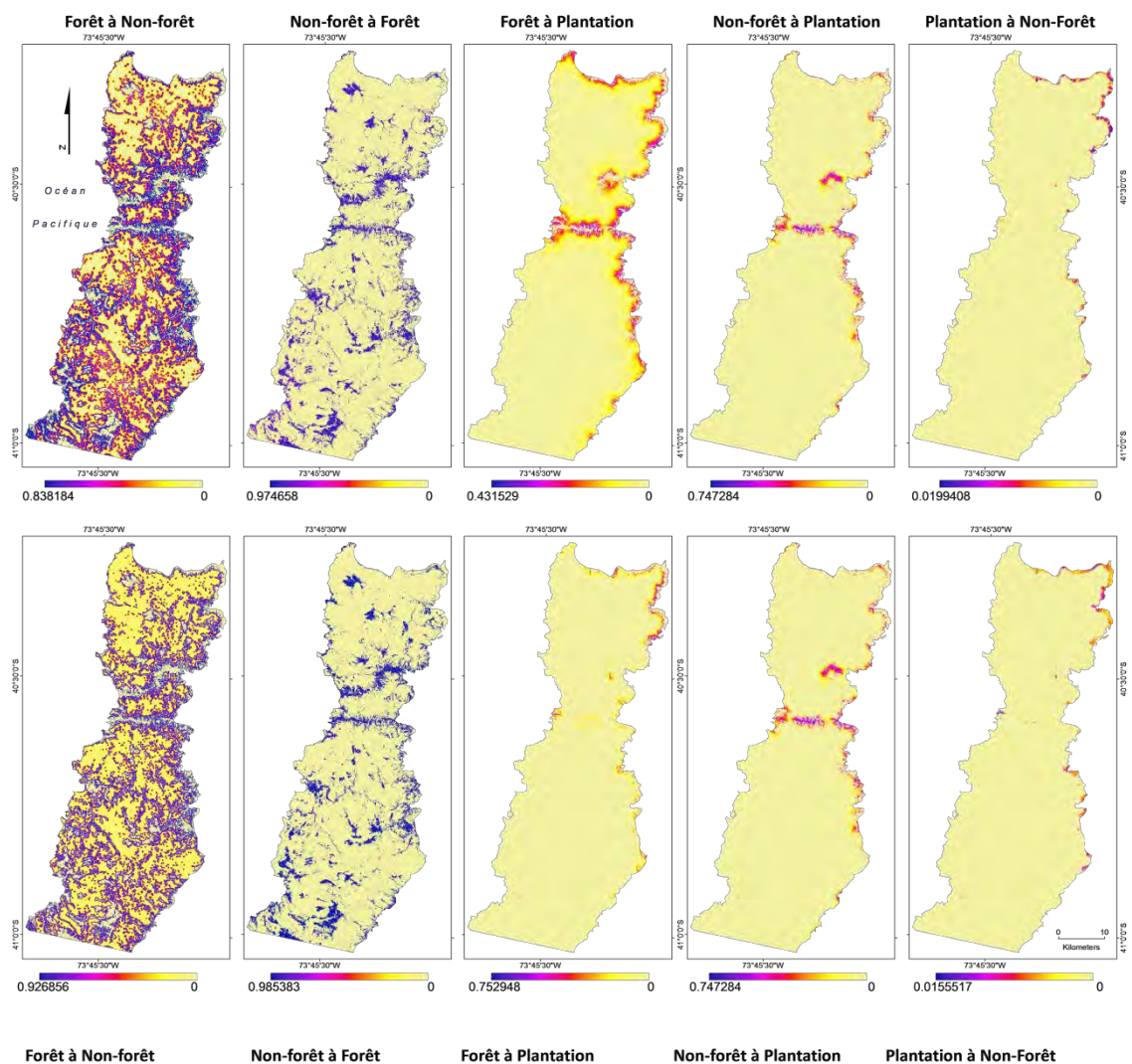


Figure 112 : Cartes de probabilité de transition à une spécifique catégorie d’occupation des sols, obtenues avec *Land Change Modeler*.

Le réseau neuronal configuré pour notre modélisation a été construit en intégrant une couche d’entrée avec un nombre de nœuds équivalent aux variables explicatives de chaque sous-modèle, une couche cachée avec quatre nœuds et une couche de sortie avec deux nœuds, équivalant au nombre de transitions (Tableau 29). Tous les sous-modèles ont été exécutés avec 5 000 itérations et avec des taux d’apprentissage situés entre 0,0001 et 0,0003. L’exactitude obtenue a fluctué autour de 86 % pour les sous-modèles de transition vers Plantation et plus de 90 % pour les transitions vers Forêt et Non-Forêt.

		à Forêt	à Non-forêt	à Plantation
1976 → 2001	Nombre de neurones dans la couche d'entrée	6	7	6
	Nombre de neurones dans la couche cachée	4	4	4
	Nombre de neurones dans la couche de sortie	2	2	2
	Taux d'apprentissage	0.0002	0.0001	0.0001
	Momentum factor	0.5	0.5	0.5
	Itérations	5 000	5 000	5 000
	Taux d'exactitude	91.36%	96.70%	86.67%
1986 → 2001	Nombre de neurones dans la couche d'entrée	6	7	6
	Nombre de neurones dans la couche de sortie	4	4	4
	Nombre de neurones dans la couche cachée	1	1	1
	Taux d'apprentissage	0.0001	0.0003	0.0001
	Momentum factor	0.5	0.5	0.5
	Itérations	5 000	5 000	5 000
	Taux d'exactitude	98.96%	90.68%	85.67%

Tableau 29 : Indices et coefficients utilisés dans la configuration de LCM de l'occupation du sol de l'aire d'étude.

Les cartes de prédiction

Une fois l'entraînement effectué, on réalise la prédiction de l'occupation du sol pour 2008 (Figure 113). L'algorithme réalise le calcul de la quantité de changement pour chaque transition à l'aide des matrices markoviennes de transition (les mêmes que celles employées pour le modèle géomatique). Autrement dit, à partir de 1976-2001 et de 1986-2001 on a projetée l'occupation du sol en 2008 en utilisant des matrices différenciées par l'erreur proportionnelle.

Enfin, on obtient les cartes de prédiction vers 2008 (Figure 113). Dans cette phase MPL s'appuie sur un algorithme compétitif de répartition des catégories du sol, qui se rapproche du processus de décision multi-objectif (MOLA). Le MOLA « *regard pour toutes les conversions et catalogue les catégories d'accueil qui perdent une certaine quantité de superficie et aussi les catégories demanderesses qui acquièrent une quantité de superficie pour chaque catégorie d'accueil* » (Khoi et Murayama, 2011, p.173). Pour attribuer la distribution optimale des catégories d'occupation du sol sur la carte de prédiction 2008, MOLA considère toutes les cartes de transition potentielle et de variables explicatives et assigne à chaque pixel une catégorie, dont la quantité est allouée en fonction des probabilités de transition déterminées pour les chaines de Markov. La validation et l'interprétation de ces résultats est discutée dans le chapitre suivant.

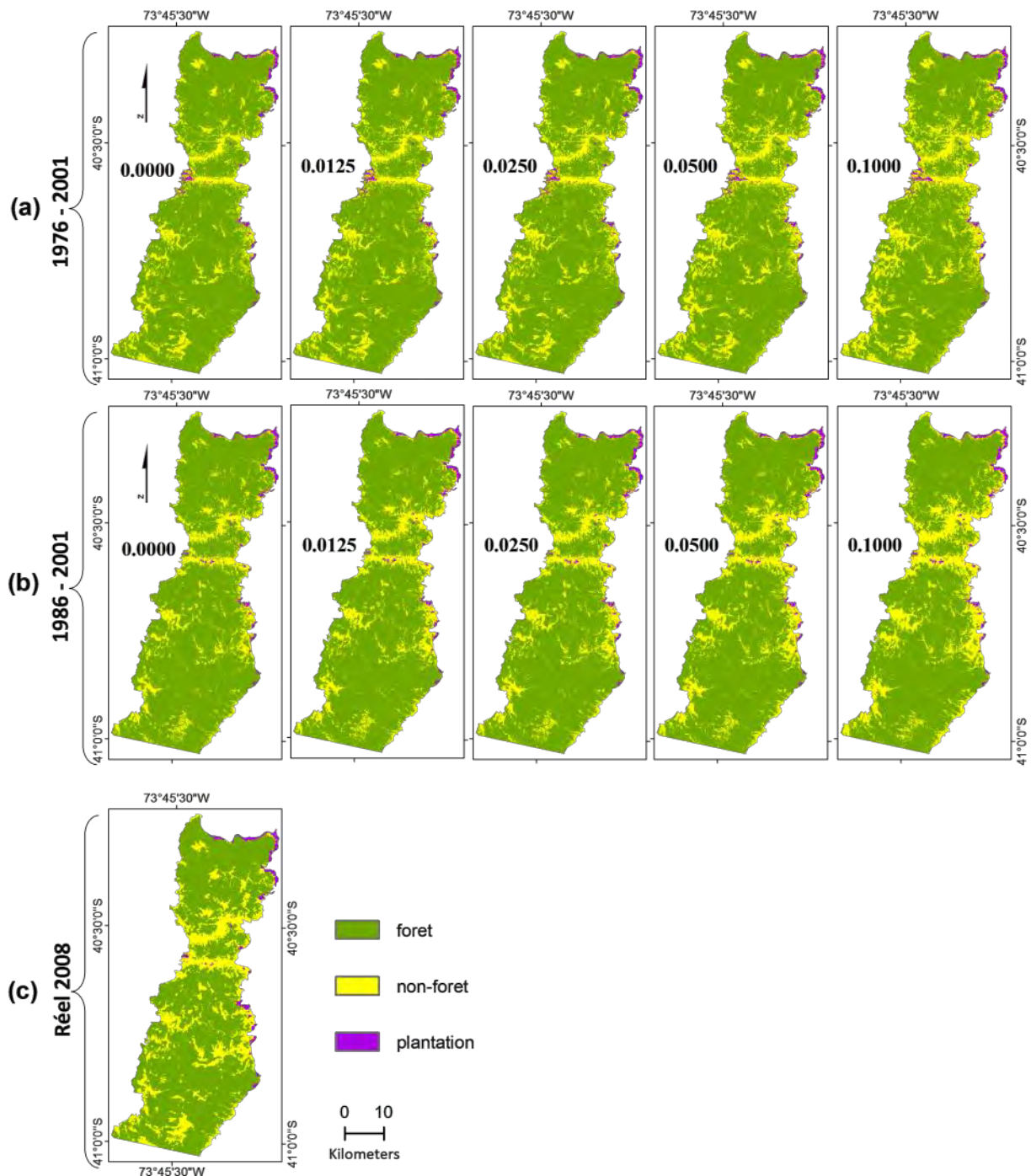


Figure 113 : Simulation en 2008 de l'occupation du sol conforme LCM et l'occupation réelle du sol
(a) Projection sur la base de 1976 et 2001 **(b)** Projection sur la base de 1986 et 2001 **(c)** Occupation réelle du sol en 2008.

9.3 La modélisation de la végétation du milieu de l'Alerce

Le deuxième modèle met en évidence la dégradation des secteurs appartenant au milieu de l'alerce (*Fitzroya cupressoides*) sur un sous-ensemble de l'aire d'étude, où la variable à modéliser est la santé ou vigueur de la couche végétale, pouvant assumer deux états : Détériorée et Non-détériorée ; les principales perturbations anthropiques du milieu de l'alerce ne correspondent pas à des conversions à d'autres usages du sol, mais plutôt à l'extraction du bois précieux et aussi à

l'utilisation d'espaces pour faire paître librement les troupeaux. De plus, comme il a déjà été signalé plus haut dans le texte, les incendies sont fréquents dans la zone, et parfois intentionnels pour ainsi pouvoir exploiter les arbres morts – comme le permet la loi. Toutefois, les variables finalement retenues ont également été déterminées par la disponibilité de données – fiables – et la capacité d'exprimer ces données sous une forme spatialement explicite.

La coupe des secteurs a été effectuée en accord aux limites des taches obtenues de la catégorie Type Forestier Alerce classifiées au sein de la cartographie du cadastre de la forêt naturelle du Chili (CONAF, 2006). La superficie totale de tous les polygones extraits a totalisé 26 395 hectares (Figure 114).



Figure 114 : Les secteurs du Type Forestier Alerce utilisés pour la modélisation des surfaces Détériorées/Non- détériorées du milieu forestier de l'Alerce (CONAF, 2006).

9.3.1 Les changements observés sur la végétation des alerzales

Les résultats du calcul de l'indice NDVI de chacune des quatre images satellite montrent que la catégorie qui représente les zones détériorées de végétation du milieu forestière de l'Alerce (sous -1 écart-type), même si elle change de localisation selon les dates, exhibe toujours une surface totale pratiquement stable, autour d'une moyenne de 4 400 hectares (Figure 115), qui fluctue au cours des quatre ans entre 15 et 17 % par rapport à l'aire totale (26 395 ha) de tous les polygones correspondant au milieu de la forêt d'alerce. La plus grande surface dégradée a été atteinte en 1976 avec 4 608 hectares ; dix ans après la superficie diminue en 631 hectares, très probablement en raison de la mise en vigueur de l'interdiction d'exploitation et commercialisation d'Alerce imposée à partir de 1976 (cf., 6.2.3). Cependant la surface en 2001 remonte jusqu'à 4 545 ha, car pendant les années 1990 l'activité autour de l'Alerce n'avait pas cessé d'être importante : *« En ce qui concerne la production de tuiles en 1992, on a indiqué que dans la X^e région, 29 millions de tuiles ont été transportées avec des autorisations de guides de transport, dont 3*

millions ont été exportées vers la valeur de 203 millions de pesos » (Molina et al., 2006). Pour le 2008 la surface détériorée se maintient apparemment stable par rapport au 2001, même qu'elle descende 44 hectares. Cela ne signifie pas nécessairement que l'extraction du bois d'alerce et la détérioration conséquente ne continuent plus à partir de 2000 : « *Aujourd'hui, les communautés autochtones de la cordillère d'Osorno, appartenant à la commune de Río Negro [...] fondent leur économie sur l'utilisation et l'extraction du bois d'alerce morts [...] Le bois mort d'alerce, est de plus en plus rare et donc il a augmenté la pression sur l'alerce vert* » (CONADI, 2008b., p.104-105).

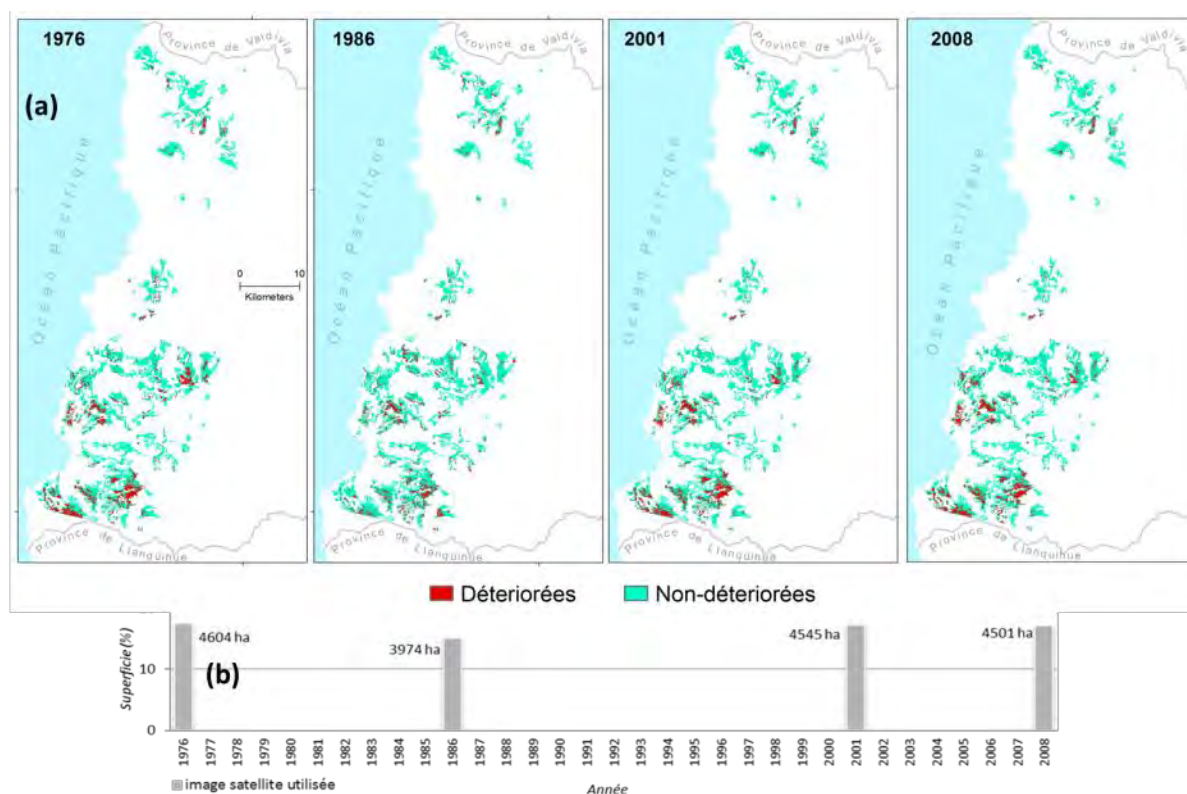


Figure 115 : Evolution des superficies d'alerzales avec végétation détériorée (a) Cartographie des secteurs détériorés/non-détériorés (b) Graphique de la superficie (hectares) des secteurs détériorés (Source : Elaboré par l'auteur à partir du calcul des indices NDVI).

Pour comprendre l'augmentation de la superficie détériorée en 2001, on doit aussi prendre en compte que pendant les années postérieures à 1986, la cordillère de la région de Los Lagos a été altérée par de nombreux incendies, à la différence de la période postérieure à 2001 où la surface brûlée est plutôt inférieure (Figure 116). Il convient de rappeler également que, parallèlement, de nombreux autres secteurs qui au cours des décennies précédentes ont expérimenté des incendies (1950-1970), présentent aussi actuellement différents degrés de régénération (ou de succession).

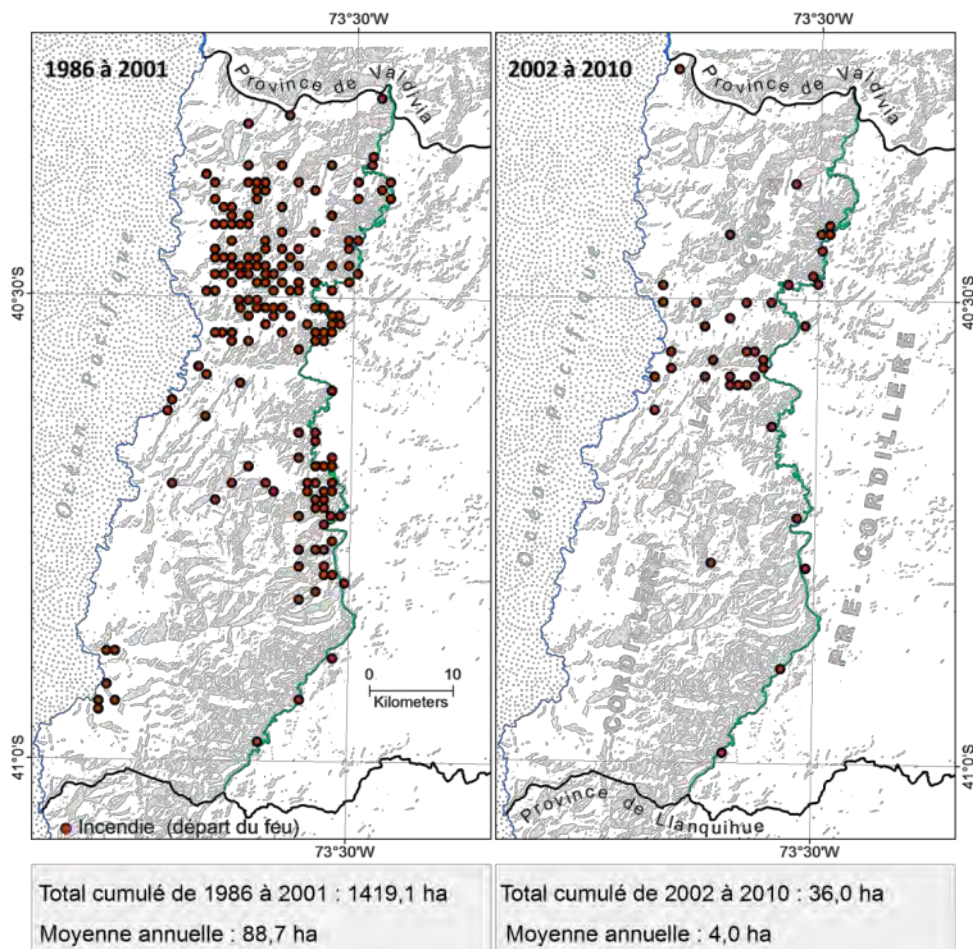


Figure 116 : Incendies enregistrés par la CONAF entre 1986 et 2010. Cordillère de la Costa de la province d’Osorno (Source : Elaboré à partir des Statistiques d’incendies forestiers. CONAF. 2011).

En observant les matrices de transition (Figure 117), on peut remarquer que la plus grande superficie se concentre sur la persistance de la catégorie Non-détériorée, qui dans les trois transitions reste autour de 76 %. Il faut faire remarquer aussi la persistance de la surface Détériorée, laquelle présente une tendance à augmenter, depuis 7,5 % dans la transition 1976→1986 jusqu’à 11,0 % dans la transition 2001→2008. En ce qui concerne les changements, la conversion de Détériorée à Non-détériorée présente une transformation de 10 % entre 1976 et 1986, qui descend à environ 6 % dans les deux transitions suivantes, et le changement de Non-détériorée à Détériorée fluctue pour des trois transitions entre 6,1 et 8,7 %.

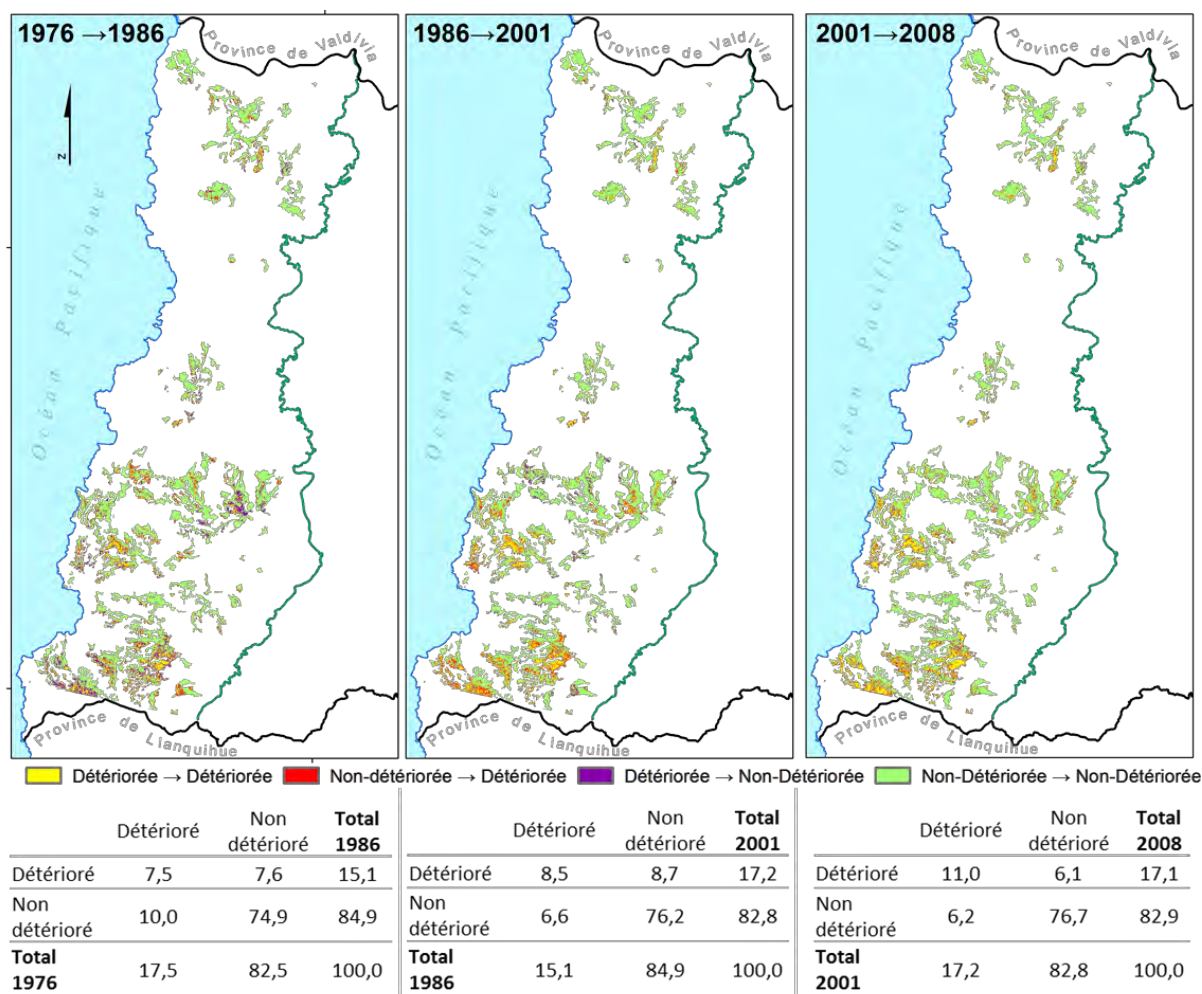


Figure 117 : Cartographie et matrices de transition des catégories Détériorée et non détériorée de la végétation de la zone des alerzales entre les dates des images satellites : 1976, 1986, 1986, 2001, 2001 et 2008. (Source : Elaboré par l’auteur à partir de la comparaison de l’indice NDVI classifié)

9.3.2 Le modèle perceptron multicouche : Land Change Modeler (LCM) de la végétation du milieu de l’alerce

Pour la modélisation du milieu de l’Alerce et afin de simuler la dynamique des zones de végétation détériorées pour 2008, on a appliqué seulement l’approche stochastique basée sur le réseau le perceptron multicouche, avec un calibrage appuyé sur la transition de référence des dates de 1986 et de 2001. L’approche de réseau neuronal a été choisie notamment en raison de la facilité de mise en œuvre de ce modèle, la disponibilité de certaines données spatialisées et aussi pour son adaptation à des problématiques complexes, telles que la dégradation (et régénération) d’un environnement forestier très touché par l’exploitation, le feu et l’élevage, comme le sont les alerzales ; l’utilisation de réseaux de neurones possède de remarquables capacités d’adaptation et de flexibilité à l’égard d’un « *très grand nombre de problèmes, notamment lorsque ceux-ci présentent des aspects non linéaires ou lorsque les variables explicatives sont fortement corrélées* » (Paegelow *et al.*, 2004, p.9). Comme dans le modèle présenté ci-dessus, pour l’application des algorithmes du réseau perceptron multicouche (*Multi-Layer Perceptron*, MLP) on a utilisé le module *Land Change Modeller* au sein du logiciel Idrisi Selva. Nous ne rentrerons pas dans les

principes régissant l'application opérationnelle du modèle, car ils ont déjà été décrits dans la mise en œuvre des modèles exposés précédemment et dans le (cf. 9.2.3).

Transitions et sous-modèles

Le modèle est constitué de deux sous-modèles, l'un qui simule vers 2008 la transition de surfaces de la catégorie Détériorée vers Non-détériorée et l'autre à l'inverse : de Non-détériorée à Détériorée, nous mettrons l'accent en particulier sur ce dernier (Tableau 30). La quantité de changement pour 2008 a été calculée à l'aide de l'analyse des chaînes de Markov en utilisant une matrice comportant une erreur proportionnelle de 0,10.

Variables	Coefficient Cramer (V)	Sous-modèles de transition	
		Détériorée Non-détériorée	→ Non détériorée → Détériorée
Orientation du versant	0.5772	X	X
Distance à la marge de la Forêt de 2001	0.2856	X	
Distance à la marge de Non-forêt de 2001	0.2778		X
Distance aux villes	0.1775	X	X
Distance aux voies	0.1586	X	X
Pente	0.1167	X	X
Altitude	0.1086	X	X
Constructions	0.0499	X	X

Tableau 30 : Sous-modèles LCM de zones Détériorées/Non-détériorées et variables d'environnements testées avec Cramer (V) (Le test a été appliqué sur les cartes de variables d'environnement et la carte de transition Détériorée/Non-détériorée entre 2001 et 2008).

Les variables du modèle

Comme dans les modèles précédents, des variables physico-environnementales telles que l'altitude, la pente et l'exposition ont été utilisées pour le processus de calibration, cependant il existe ici certaines différences, par exemple, l'orientation du versant, est le facteur qui a le meilleur coefficient de Cramer (Tableau 30). Le sol n'a pas été utilisé car l'habitat des alerzales est homogène, au moins en termes de drainage et profondeur. Il a aussi été jugé important d'intégrer variables liées à l'empreinte humaine, telles que les facteurs de proximité comme la distance aux constructions et aux voies de communication puisqu'ils sont potentiels promoteurs (ou moteurs) de changement de la qualité de la végétation des alerzales.

Bien que la distance aux constructions a un faible coefficient de Cramer, ce facteur a également été incorporé, car les principaux acteurs qui exploitent l'alerce sont des paysans qui vivent à proximité des alerzales.

En général, la logique pour poser les variables a été la suivante : puisque la dégradation de la végétation a une origine anthropique, le processus de calibration du sous-modèle Détériorée a été entraîné avec des variables liées à l'empreinte humaine, telles que la distance aux voies, aux constructions et aux villes. Pour le modèle Non-détériorée, en revanche, dont la dynamique suppose la régénération naturelle de la végétation, avec un moindre contact humain, les variables employées sont de caractère naturel : altitude, pente et orientation. Pour les deux sous-modèles a

également été incluse la distance à la marge de la Forêt native de 2001 décrite dans les chapitres antérieurs. Nous supposons que cette dernière variable détermine dans une certaine mesure le degré d'intervention que pourrait connaître la végétation des alerzales. De plus elle présente des valeurs de coefficient de Cramer relativement élevées. La distance aux secteurs de Forêt, qui correspond aux catégories d'occupation du sol employées dans la modélisation précédente, représente la limite de zones de progrès et d'éclaircissement de la forêt qui au fil de temps peut générer un meilleur accès aux alerzales et une plus grande exposition à la dégradation d'origine anthropique. Par exemple, on peut aussi assumer qu'il y a une relation de distance à la marge de la Forêt (/Non-forêt) ; lorsqu'il y aura moins de distance à cette marge, la propension de la végétation des alerzales à changer de qualité sera plus élevée. Cette variable de distance à la marge de la forêt, a été intégrée pour la calibration comme variable dynamique, à la différence des autres variables qui ont été établies comme statiques.

Enfin, les facteurs qui expliquent la dynamique complexe des alerzales peuvent être nombreux et liés entre eux de multiples manières, et beaucoup de ces relations restent inconnues. Ici, nous avons été flexibles et aventureux avec le choix des variables, précisément parce que nous voulons utiliser les réseaux de neurones, qui ont des capacités d'adaptation et de flexibilité face aux problèmes de manque de définition et lorsque les variables sont corrélées entre elles. Nous sommes particulièrement intéressés, dans cette modélisation, par l'exploration d'une tendance possible de la dynamique future de la détérioration de la végétation plutôt que par l'atteinte d'hypothèses plus génériques et absolues.

Les cartes de probabilité de transition (2001-2008)

La mise en œuvre du modèle a été appliquée avec un réseau de neurones formé par une couche d'entrée avec de sept neurones, qui équivalent aux variables explicatives de chaque sous-modèle, une couche cachée avec 4 neurones et la couche de sortie avec deux neurones (Tableau 31). Les taux d'apprentissage sont de 0.0001 pour le sous-modèle Détériorée et 0,0009 pour le Non-détériorée. Les deux sous-modèles ont été entraînés avec 5 000 itérations. L'exactitude obtenue a été un peu supérieure pour le sous-modèle Détériorée (73,75 %) en comparaison avec le sous-modèle Non-détériorée (70,19%).

	Non détériorée à Détériorée	Détériorée à Non détériorée
Nombre de neurones dans la couche d'entrée	7	7
Nombre de neurones dans la couche cachée	4	4
Nombre de neurones dans la couche de sortie	2	2
Taux d'apprentissage	0.0001	0.0009
Momentum factor	0.5	0.5
Itérations	5 000	5 000
Taux d'exactitude	73.75%	70.19%

Tableau 31 : Précisions de la configuration du modèle LCM de la détérioration des alerzales.

La figure 118 montre les résultats de cartes de probabilités de transition pour 2008 ; on peut observer visuellement que dans leur ensemble, montrent une plus grande probabilité de devenir Détériorée que Non-détériorée.

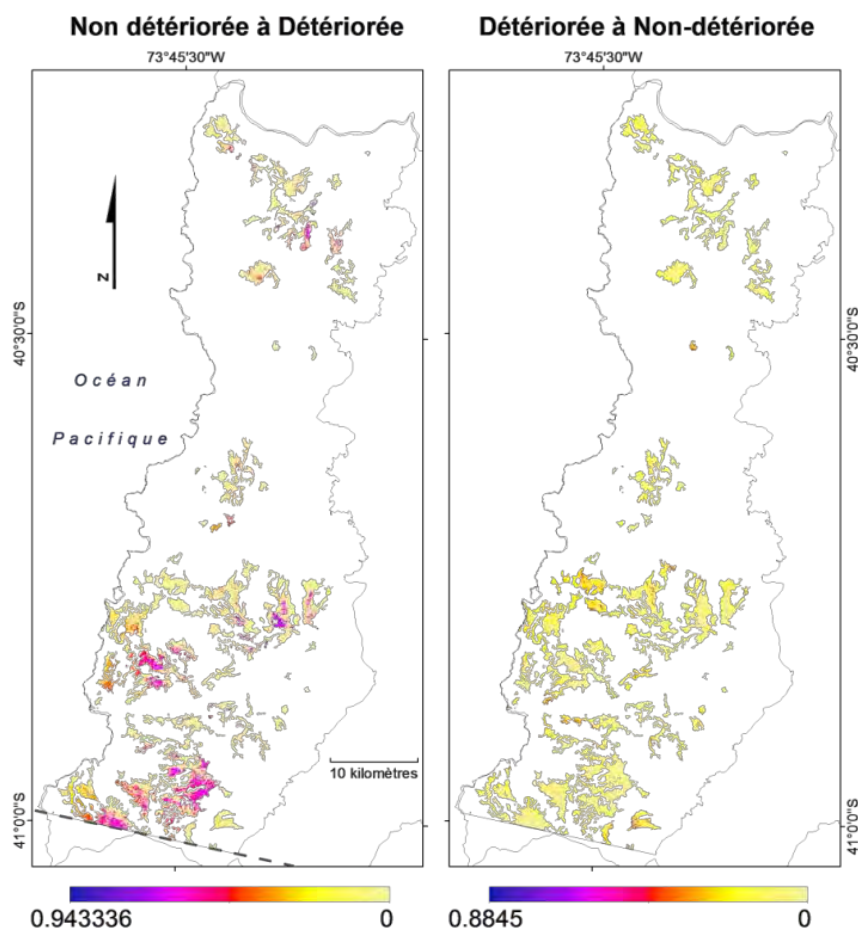


Figure 118 : Cartes de probabilités de transition potentielle pour 2008 des zones détériorées d'alerzales -. Modèle LCM. Transition potentielle à Détériorée (gauche) (b) Transition potentielle à Non-détériorée (droite).

Les cartes de prédiction

Pour produire la carte de prédiction le réseau de neurones recourt aux cartes de transition potentielle et de variables explicatives et assigne à chaque pixel une catégorie de détérioration à l'aide de MOLA. Pour attribuer la quantité de changement l'algorithme s'appuie à la matrice de probabilité de transition (Tableau 32).

		Total 2008	
		Détériorée	Non-détériorée
Total 2001	Détériorée	0.72	0.28
	Non-détériorée	0.07	0.93

Tableau 32 : Matrice markovienne de probabilité de transition entre les catégories Détériorée et Non-détériorée des alerzales (%)

De la carte de prédiction pour 2008 obtenue de MLP (Figure 119), on peut apprécier visuellement que la prédiction présente dans quelques secteurs une sous-estimation des aires Détériorées, mais en général elles coïncident avec la disposition spatiale des taches observées. Cependant, certains secteurs spécifiques de la catégorie Détériorées observés en 2008 ne sont pas représentés dans la carte de simulation

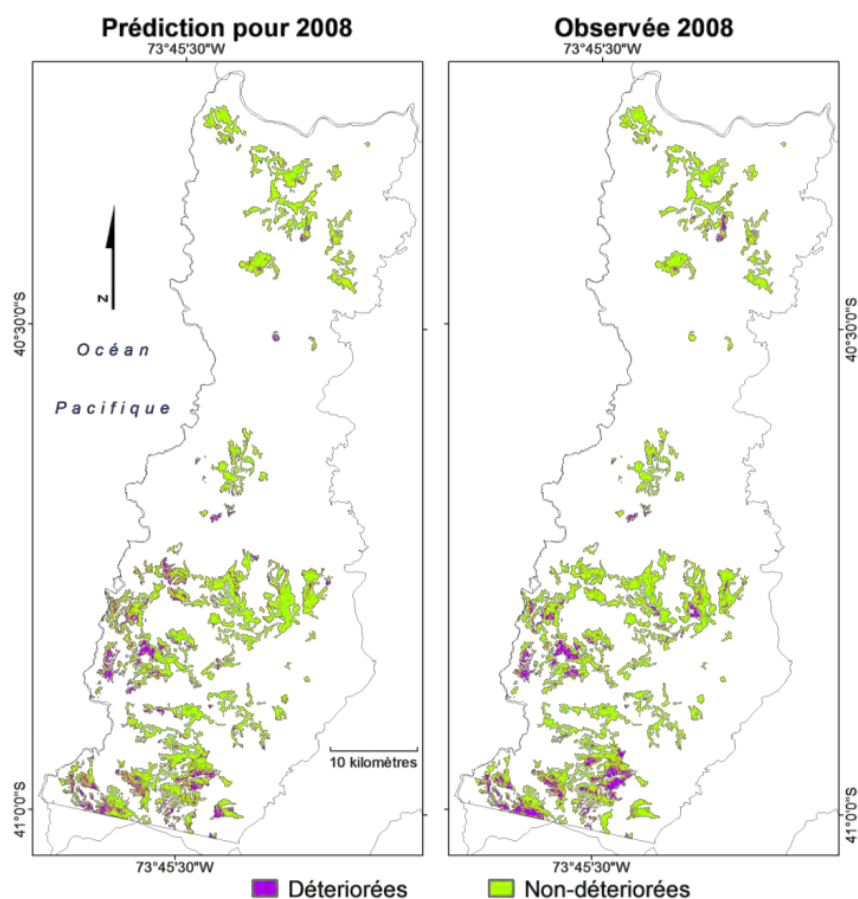


Figure 119 : Carte prédiction pour 2008 des zones détériorées d'alerzales. Modèle LCM (gauche) Carte de la végétation observée en 2008 (droite).

Chapitre 10. Validations des modèles et scénarios prospectifs

Ce chapitre vise à connaître et comprendre l'ajustement du modèle à la réalité observée ;, à cette fin, plusieurs techniques de validation spécifiquement créés pour évaluer les modèles de la dynamique d'occupation/utilisation du sol sont présentées. L'analyse est appliquée à des modèles de déforestation et au modèle de détérioration des alerzales, présentés ci-dessus. Dans le cas des modèles de déforestation, une évaluation comparative entre plusieurs modèles est réalisée, afin de sélectionner les résultats les plus ajustés à la réalité observée. Tous les modèles présentés dans le chapitre précédent et simulés pour 2008 sont maintenant comparés à la couverture de référence de la même année, en termes de catégories d'occupation de sol et de leurs changements.

10.1 Validations des modèles de déforestation : LCM et CA_Markov

La phase de validation d'un modèle cherche à trouver le meilleur ajustement avec la réalité : « *Un modèle doit être capable de reproduire au mieux la réalité. L'entrée des données initiales, puis la mise en œuvre des simulations, doivent fournir des résultats en adéquation avec les mesures effectuées sur le système réel* » (Coquillard et Hill, 1997, p.44). Cependant il convient de garder à l'esprit que tous les modèles s'adaptent de différentes manières pour représenter une réalité, de sorte que chaque modèle aura ses propres particularités, en conséquence, « *Il n'y a pas un critère universellement convenu pour évaluer le bon degré d'ajustement de la validation (Rykiel, 1996), mais il ne doit pas non plus exister* » (Pontius et al., 2004a, p.447). La validation peut être comprise plutôt comme une « *...démonstration que le modèle dans son domaine d'application possède un rang satisfaisant d'exactitude en conformité au but d'application du modèle* » (Rykiel, 1996, in op cit., p.446-447).

Pratiquement tous les modèles de simulation du LUCC se basent typiquement sur la recherche de la façon dont les variables expliquent la dynamique passée. Ainsi à partir d'un point initial du temps t_0 et t_1 on prédit le changement de t_1 à un point du temps t_2 . En conséquence la projection future des transitions des catégories d'usage du sol assume une continuité de la tendance historique. De la même manière, il existe différentes techniques de validation qui emploient ce passé observé pour le comparer au prédit en confrontant les résultats à la réalité observée. Dans ce contexte, une série d'outils opératifs ont surgis, reposant sur la comparaison de cartes de référence passées et simulées, afin d'analyser l'exactitude du modèle en termes de quantité, localisation, patrons spatiaux, tant du point de vue du changement que de la persistance des états de la variable modélisée. Nous allons appliquer ici certains de ces outils pour évaluer la précision du modèle Land Change Modeller et du modèle géomatique présentés ci-dessus.

10.1.1 Validation par la quantité

Afin d'évaluer le niveau d'ajustement des simulations réalisées pour 2008, nous commençons par analyser la comparaison entre la carte de couvertures d'occupation du sol simulée avec la carte de référence de la même année.

Pour ce faire, nous avons comparé la carte de référence 2008 avec chacune des 20 cartes simulées pour 2008, obtenues à partir des deux périodes d'entraînement utilisées (1986-2001 et 1976-2001). Le but de cette inter-comparaison, comme pour d'autres que nous allons voir, est de sélectionner les simulations montrant le plus grand ajustement à la référence observée.

Une forme habituelle pour estimer l'exactitude global d'un modèle est l'ajustement par quantité d'erreur (*Quantity error*), qui repose sur le calcul de la différence entre les quantités de surface des catégories d'usage du sol, entre la carte de référence 2008 et celui de la prédiction 2008. Le Quantity error mesure le désajustement à travers du calcul de la somme des différences absolues entre ce qui a été observé et ce qui a été obtenu de la simulation (Chen et Pontius, 2010). Le tableau 33 montre que les modèles avec le plus grand ajustement par rapport à la matrice de probabilités de transition sont obtenus avec une erreur proportionnelle de 0.025, pour les deux dates d'entraînement et même un peu plus ajusté pour le modèle CA_Markov.

(a)	Réal 2008	1976+2001→2008					1986-2001→2008				
		0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000
Forêt	82.09	83.52	82.64	81.75	79.99	76.46	83.52	82.64	81.75	79.99	76.46
Non-forêt	16.34	14.83	15.70	16.57	18.31	21.80	14.84	15.70	16.56	18.27	21.70
Plantation	1.57	1.62	1.66	1.67	1.70	1.74	1.64	1.66	1.69	1.74	1.84
<i>Overall absolute difference</i>		3.0	1.3	0.7	4.2	11.3	3.0	1.3	0.7	4.2	11.3
(b)	Réal 2008	1976+2001→2008					1986-2001→2008				
		0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000
Forêt	82.09	83.52	82.66	81.78	80.02	76.52	83.52	82.65	81.77	80.02	76.52
Non-forêt	16.34	14.85	15.73	16.61	18.32	21.80	14.85	15.72	16.58	18.32	21.80
Plantations	1.57	1.63	1.61	1.61	1.66	1.69	1.63	1.64	1.64	1.66	1.68
<i>Overall absolute difference</i>		3.0	1.2	0.6	4.1	11.2	3.0	1.3	0.6	4.1	11.1

Tableau 33 : Exactitude en quantité (%) entre observé 2008 et simulé 2008 calculé pour les modèles LCM (a) et pour CA_Markov (b) par rapport à la date d'apprentissage et à l'erreur proportionnelle des matrices de probabilités de transition.

10.1.2 Validation *pixel by pixel*

Il y a aussi une autre mesure globale de l'exactitude des simulations du LUCC, qui intègre l'exactitude de quantité et de localisation. Elle cherche à connaître la proportion de pixels correctement simulés, sur la base de la comparaison pixel à pixel (*pixel by pixel*) entre la carte de référence de t_1 et la carte simulée de t_2 (Pontius *et al.*, 2004b, p.452). Cette mesure opère sur une matrice avec les catégories d'occupation du sol observées (lignes) et simulées (colonnes) (Annexe 4). L'exactitude globale s'exprime au moyen de la somme des pixels dans la diagonale de la matrice, et elle ajoute également l'ajustement à un modèle nul (où il existe seulement une persistance entre 2001 et 2008). Sur la tableau 34 on observe que tous les modèles présentent une exactitude globale toujours inférieure au modèle nul (92,3 %). On peut voir aussi que la prédiction de CA_Markov a le meilleur ajustement *pixel by pixel* et que cela est en général toujours mieux quand l'erreur proportionnelle de la matrice de probabilités de transition décroît. Les meilleurs ajustements de quantité calculés antérieurement (Tableau 34) acquièrent ici des valeurs moyens

d'ajustement au long de l'erreur proportionnelle. On voit comme une tendance générale qu'à mesure que l'erreur proportionnelle augmente, l'exactitude pour la catégorie Forêt diminue et elle augmente pour la Non-forêt, alors que la Plantation ne présente pas de variations significatives.

(a)	1976+2001→2008					1986-2001→2008				
	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000
Forêt	77.3	76.6	75.8	74.2	71.0	77.7	77.0	76.2	74.6	71.3
Non-forêt	10.0	10.1	10.2	10.4	10.7	10.4	10.5	10.6	10.8	11.0
Plantations	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
Modèle d'exactitude nulle : 92.3	88.8	88.1	87.4	86.0	83.1	89.5	88.9	88.3	86.9	83.7

(b)	1976+2001→2008					1986-2001→2008				
	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000	0.0000	0.0125	0.0250	0.0500	0.1000
Forêt	78.5	77.9	77.3	76.0	73.2	78.7	78.1	77.4	76.1	73.3
Non-forêt	11.2	11.5	11.7	12.2	13.0	11.5	11.7	11.9	12.3	13.1
Plantations	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
Modèle d'exactitude nulle : 92.3	91.1	90.8	90.4	89.6	87.6	91.6	91.2	90.7	89.8	87.8

Tableau 34 : Exactitude *pixel by pixel* (%) des surfaces simulées pour 2008 et observées pour 2008, calculées par LCM (a) et CA_Markov (b), par rapport à l'erreur proportionnelle des matrices de probabilités de transition.

10.1.3 Changements et échanges : analyse des résidus (LUCC-budgets)

Jusqu'à ici, nous avons comparé la carte simulée de temps t_2 avec la carte de référence de temps t_2 et aussi par rapport à un modèle nul, cependant ces mesures si globales peuvent ne pas refléter clairement les erreurs d'exactitude de la simulation de changements prédits par le modèle, qui peuvent être cachées derrière le taux élevé de persistance de Forêt. Pontius *et al.* (2004a et 2004b) proposent un moyen d'examiner les changements entre t_1 et t_2 . Pour ce faire, ils proposent d'« identifier les signes de changement séparément de tout niveau de persistance » (Pontius *et al.*, 2004b, p.253). La méthode examine le changement à travers une matrice de transition ou matrice de tabulation, qui compare le LUCC réel entre t_1 et t_2 versus le LUCC de la couverture réelle de t_1 et la simulée en t_2 . L'analyse de l'exactitude repose sur la mesure des résultats des modèles basés sur la persistance et les changements entre catégories d'occupation du sol (Tableau 35).

	Time 2				Total time 1	Loss
	Category 1	Category 2	Category 3	Category 4		
Time 1						
Category 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{14}	P_{1+}	$P_{1+} - P_{11}$
Category 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_{24}	P_{2+}	$P_{2+} - P_{22}$
Category 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_{34}	P_{3+}	$P_{3+} - P_{33}$
Category 4	P_{41}	P_{42}	P_{43}	P_{44}	P_{4+}	$P_{4+} - P_{44}$
Total time 2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}	P_{+4}	1	
Gain	$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$	$P_{+4} - P_{44}$		

Tableau 35 : Matrice générale pour la comparaison de deux cartes de différents points dans le temps (Source : Pontius *et al.*, 2004b, p.252).

Interprétation de la matrice générale pour la comparaison de deux cartes différentes de LUCC

La notation P_{ij} représente la proportion du paysage qui subit une transition de la catégorie i à la catégorie j , où le nombre de catégories est J .

Les entrées sur la diagonale indiquent la persistance, donc P_{jj} désigne la proportion du paysage qui persiste dans la catégorie j .

Les valeurs en dehors de la diagonale indiquent une transition depuis la catégorie i à une différente catégorie j .

Dans la colonne Total, la notation P_{i+} désigne la proportion du paysage dans la catégorie i au temps 1, qui est la somme sur tous les j P_{ij} .

Dans la ligne Total, la notation P_{+j} désigne la proportion du paysage dans la catégorie j au temps 2, qui est la somme de tous les P_{ij} .

(Pontius *et al.*, 2004b)

En outre, la matrice permet également d'obtenir les gains (*gain*) et pertes (*loss*) brutes par catégorie d'occupation du sol. Le gain brut pour chaque catégorie est calculé en soustrayant la persistance du total de la colonne, tandis que la perte brute est calculée en soustrayant la persistance du total de la file.

Dans notre matrice de transition des couvertures de référence réelle de 2001 et 2008, la catégorie la plus étendue est la Forêt (comme nous l'avons vu dans les pages précédentes), elle constitue 84,5 % de la zone d'étude en 2001 (Tableau 36). Le gain le plus élevé est aussi pour la Forêt avec 5 %, suivi de la Non-forêt avec 2,7 %. La plus grande perte est pour la Non-forêt aussi avec 5 % et après 2,6 % de la Forêt.

Le changement le plus important est de 5% (un peu plus de neuf mille hectares) et se produit de Forêt à Non-forêt, suivie par 2,3% de la transition de Non-forêt à Forêt. La persistance est très élevée et atteint 92,3 %, autrement dit environ 7,7 % de la zone d'étude (14 mille hectares). Elle a présenté une transition d'une catégorie à une autre au cours de la période de 7 ans, équivalent à environ 178 mille hectares, étant la catégorie Forêt ayant la plus grande proportion de

cette persistance avec 79,5 %, et Non-forêt 11,4 %, alors que Plantation est la catégorie avec la moindre persistance (1,4 %).

Chaque gain brut d'une catégorie est toujours accompagné par une perte brute d'une autre catégorie, de sorte que le gain brut total pour l'aire d'étude est égal à la perte brute totale, qui est de 7,7 %. Mais à ce stade, il est évident de dire que la dynamique la plus importante se produit entre Forêt et Non-forêt ; toute la Forêt perdue est remportée par Non-forêt, alors que Plantation gagne seulement l'espace cédé par Non-forêt.

	Forêt	Non-forêt	Plantation	Total 2001	Loss
Forêt	79.5	5.0	0.0	84.5	5.0
Non-forêt	2.6	11.4	0.1	14.1	2.7
Plantation	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0
Total 2008	82.1	16.3	1.6	100	
Gain	2.6	5.0	0.1		

Tableau 36 : Matrice LUCC entre couvertures observées en 2001 et 2008.

Des mesures spécifiques de la matrice de tabulation pour observer le LUCC en termes de variations nettes et de changements de localisation sont également calculées. Des mesures telles que le *Total change*, qui est la somme du gain brut et de la perte brute, le *Net change*, qui représente la différence entre le gain brut et la perte brute et le *Swap*, qui mesure la différence entre changement total (*Total change*) et le *Net change*, la quantité de changement par échange.

Mesures spécifiques de la matrice de tabulation pour observer le LUCC en termes de variations nettes et de changements de localisation

Total change : Cette mesure exprime le changement global (gains et pertes) entre deux dates de cartes d'occupation du sol. Le Total change pour une catégorie est la somme de son gain brut et sa perte brute.

Net change : Ce montant reflète le désajustement de quantité et correspond au bilan absolu de la somme des gains et des pertes entre chaque catégorie d'occupation du sol. Autrement dit, pour une catégorie donnée, dans la matrice elle correspond à la différence entre le gain brut et la perte brute.

Swap : Cette mesure reflète le désajustement de localisation, en calculant la différence entre le *Total change* d'une catégorie d'occupation du sol moins le *Net change* et exprime un changement de lieu sans changement de quantité. Pontius *et al.* (2008, p.17) l'expliquent comme un désajustement qui pourrait être résolu en réorganisant les pixels d'une carte pour s'adapter autant que possible avec l'autre carte.

Ainsi, la catégorie Forêt présente un *Net change* de 2,4 % de la zone d'étude et un échange d'environ 11 %, des valeurs très similaires à la catégorie Non-forêt, car c'est parmi elles qu'existe le plus grand échange (Tableau 37), alors que le *Swap* montre que 5,2 % de la surface de Forêt et 5,4 % de Non-forêt ont changé, mais en entraînant un échange de localisation. Dans le cas de Plantation il existe seulement des gains et il n'y a pas de transition vers d'autres catégories, en conséquence le *swap* est nul.

	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
Forêt	2.6	5.0	7.6	5.2	2.4
Non-forêt	5.0	2.7	7.7	5.4	2.3
Plantation	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
	7.7	7.7	15.4	10.6	4.9

Tableau 37 : LUCC-budget réel entre 2001 et 2008

Ensuite, nous comparerons ces mesures observées dans la matrice de tabulation de la transition observée pour 2001-2008 (Tableau 37), avec les transitions entre la carte observée de 2001 et la carte simulée de 2008 par rapport à chaque modèle utilisé (LCM et CA_Markov) et aux erreurs proportionnelles des matrices de probabilités de transition. Nous résumons cette comparaison dans les graphiques présentés dans la figure 120 et chacune des matrices se trouvent dans l'annexe 4.

La figure 120 montre le bilan du LUCC réel entre 2001 et 2008 face au LUCC qui existe entre la couverture d'occupation du sol réel en 2001 et la couverture simulée en 2008 pour les modèles LCM et CA_Markov. Le schéma illustre et compare l'exactitude des modèles LUCC en pourcentage de *Net change*, de *Swap* et de *Total change* (toute la longueur de la barre dans la Figure 120b). On observe que le changement total simulé par les modèles augmente à mesure que l'erreur augmente, ce qui permet que les simulations s'écartent des changements observés. Les modèles de simulation les plus ajustés à la réalité sont surtout ceux qui ont été calculés sur la base d'une erreur proportionnelle de 0,025, en particulier le modèle LCM entraîné sur la base de la transition 1986-2001 et le modèle CA_Markov créé sur la transition 1976-2001.

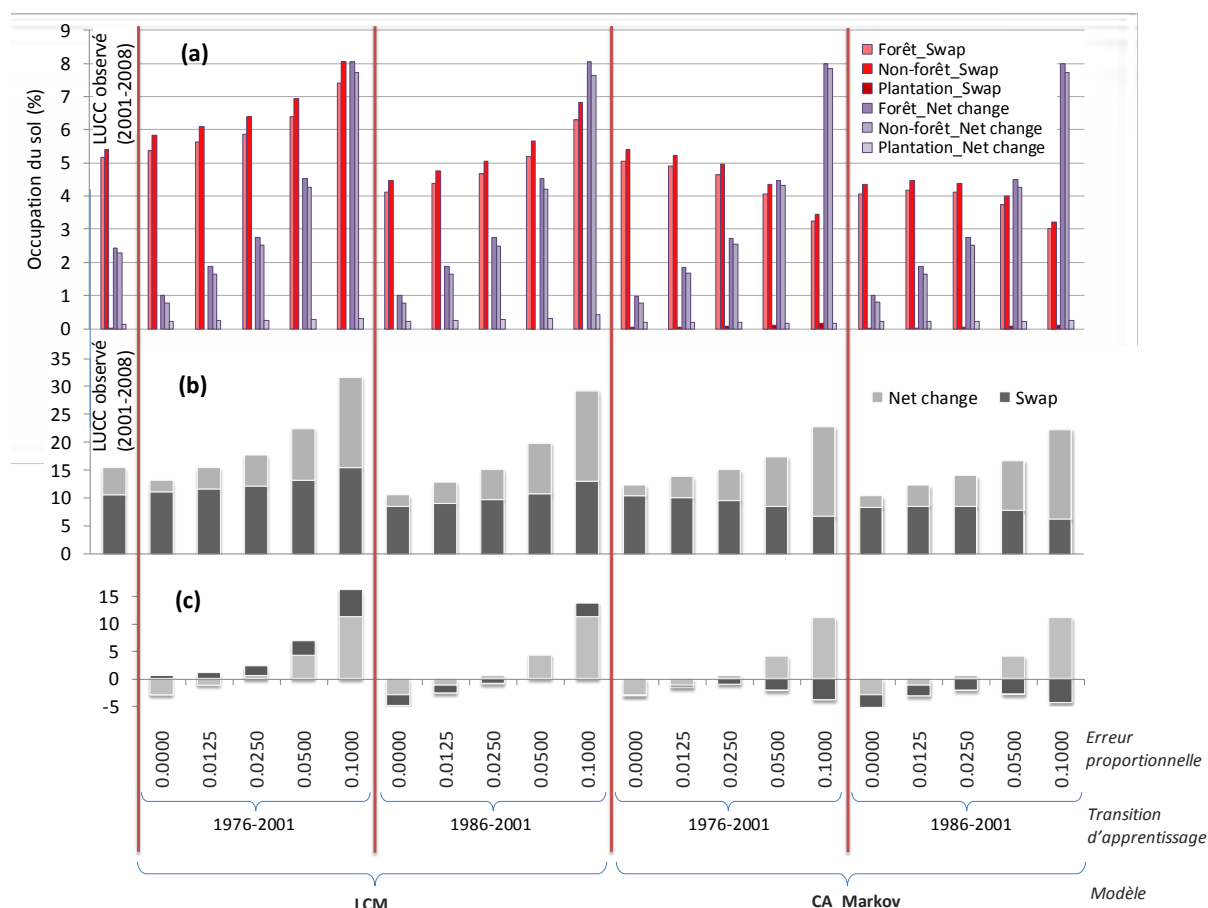


Figure 120 : Comparaison des proportions de *Total change* et de *Net change* observés et réels pour 2001-2008, par rapport aux modèles LCM et CA_Markov et leurs erreurs proportionnelles des matrices de probabilités de transition (a) *Net change* et *Swap* par catégorie d'occupation du sol (b) Total de *Net change* et *Swap* par modèle (c) Différences de *Net change* et de *Swap* obtenues des modèles et transition observée en 2001-2008.

10.1.4 Validation par analyse spatiale de *patterns*

L'autre méthode utilisée pour la validation des résultats, afin de choisir le modèle le plus réaliste, a consisté à comparer les résultats de cartes simulées et observés, à travers de métriques de l'écologie du paysage (une description exhaustive de ces mesures peut être trouvée en McGarigal et Marks, 1995 et Botequilha *et al.*, 2006). On emploie ici les deux métriques les plus simples de l'écologie du paysage, la première est une métrique de quantité qui mesure tout simplement le nombre de fragments (ou taches). Elle peut refléter la division ou fragmentation d'une catégorie d'occupation du sol. La seconde métrique est obtenue par le calcul de la superficie (taille) moyenne des fragments ou polygones individuels d'une occupation du sol particulière.

La figure 121 compare le nombre de fragments observés pour l'année 2008 et ceux obtenus pour chacun des modèles de simulation de 2008. En observant globalement, LCM surestime le nombre de fragments, à la différence de CA_Markov qui le sous-estime, et la différence est plus marquée dans la catégorie Non-forêt. Il en découle que la simulation qui s'adapte mieux à la réalité est LCM, en particulier le modèle correspondant à la transition d'entraînement 1986-2001 avec une erreur proportionnelle de 0.0250. Par ailleurs, les modèles

CA_Markov s'adaptent relativement bien à la catégorie Forêt, mais pas si bien à la catégorie Non-forêt. Pour les Plantations, les modèles de LCM surestiment la quantité de taches, tandis que CA_Markov est plus réaliste.

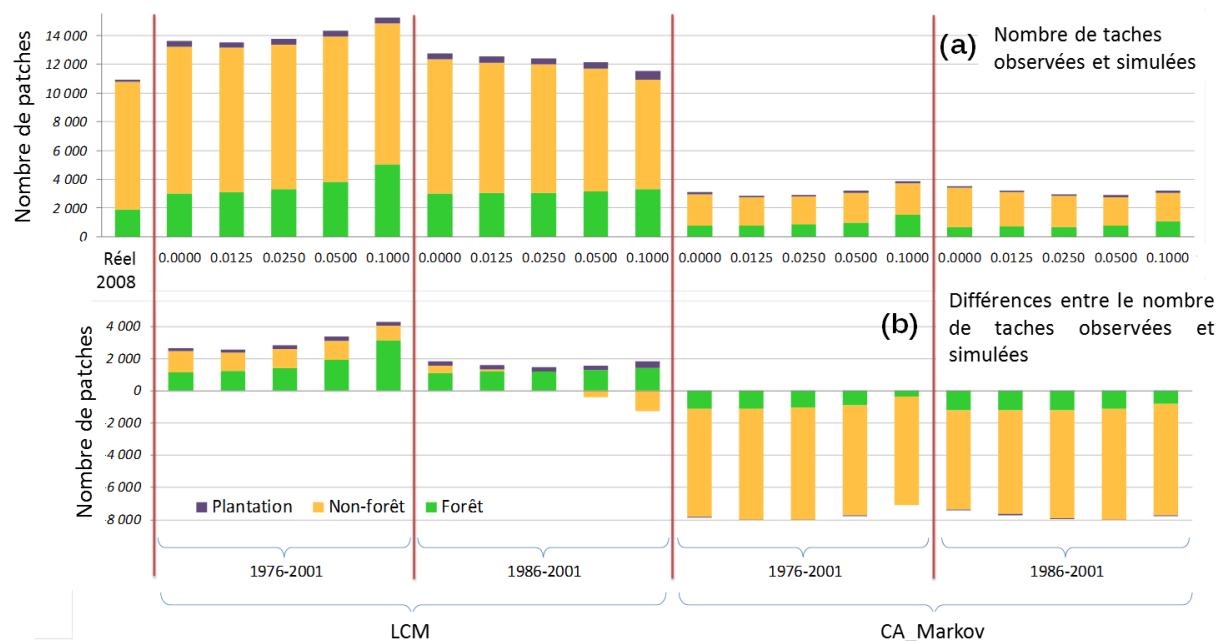


Figure 121 : Nombre de taches (fragments) du paysage observé (2008) et simulé (2008) avec LCM et CA_Markov, par rapport à l'erreur proportionnelle des matrices de probabilités de transition.

La taille moyenne des fragments observés et simulés est présentée dans la figure 122. Il se détache encore une fois qu'en général il y a un meilleur ajustement des modèles LCM. Les modèles de LCM simulent correctement la taille de la catégorie Non-forêt, mais sous-estiment les Plantations et plus encore la Forêt. Les simulations avec CA_Markov commettent l'erreur de surestimer la taille des polygones de Forêt, bien que le modèle CA_Markov de la transition 1976-2001 en particulier (erreur 0,1000) corresponde à la simulation qui concorde le mieux à la taille moyenne réelle. Cependant, il ne faut pas oublier que ce modèle montre des exactitudes de quantité relativement faibles (Tableau 33), en outre, le LUCC-budget réel entre 2001 et 2008 montre aussi une faible similarité des taux de changement réels (Tableau 37).

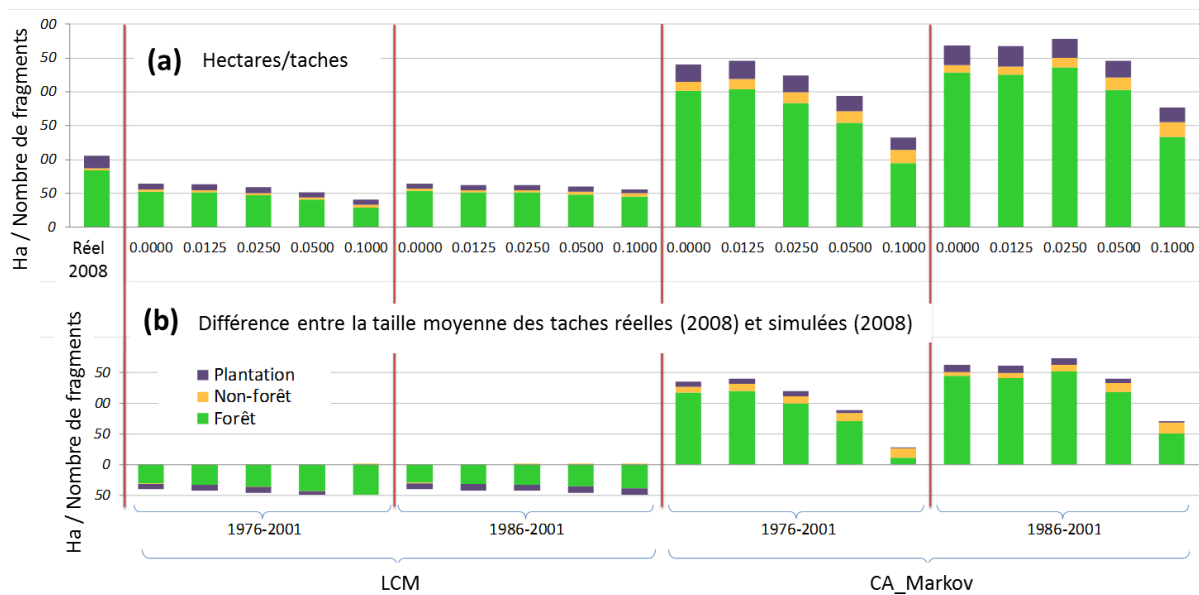


Figure 122 : Taille moyenne des taches (fragments) du paysage observé (2008) et simulé (2008) et par rapport aux modèles (LCM et CA_Markov) et à l'erreur proportionnelle des matrices de probabilités de transition.

10.1.5 Le choix des modèles

Après avoir comparé les différentes mesures d'exactitude de tous les modèles créés pour simuler l'occupation du sol en 2008, nous avons décidé de sélectionner un modèle de chaque approche modélisatrice : LCM et CA_Markov, pour ensuite les utiliser afin de construire des scénarios prospectifs. Les deux modèles choisis ont été développés sur la base d'une matrice de probabilités de transition avec une erreur proportionnelle de 0,0250 (Figure 123). L'un d'eux est le modèle LCM réalisé sur la base de la transition d'entraînement 1986-2001, l'autre est le modèle CA_Markov entraîné sur la transition 1976-2001. Les deux modèles présentent comparativement le plus grand ajustement par rapport à la mesure d'erreur de quantité (Tableau 33). Avec la mesure pixel by pixel bien qu'ils ne présentent pas le meilleur ajustement, ils n'ont de toute façon pas les valeurs le plus basses. En outre, ce sont les modèles qui ont les moindres différences de changements (*Net change* et de *Swap*) comparés avec les changements observés en 2008. En ce qui concerne l'analyse de métriques de paysage, le modèle LCM choisi montre un bon ajustement comparé au reste des modèles, alors que CA_Markov n'est pas si bon, bien qu'en ce qui concerne la taille moyenne de fragments, comparativement aux autres modèles CA_Markov, il ne s'agit pas du plus similaire à la couverture 2008 observée, spécialement pour la catégorie Forêt, mais il n'est pas non plus le plus inexact d'entre eux. En outre, dans la comparaison du nombre de fragments (Figure 121), il ne présente pas la plus grande différence, comparé aux autres modèles CA_Markov.

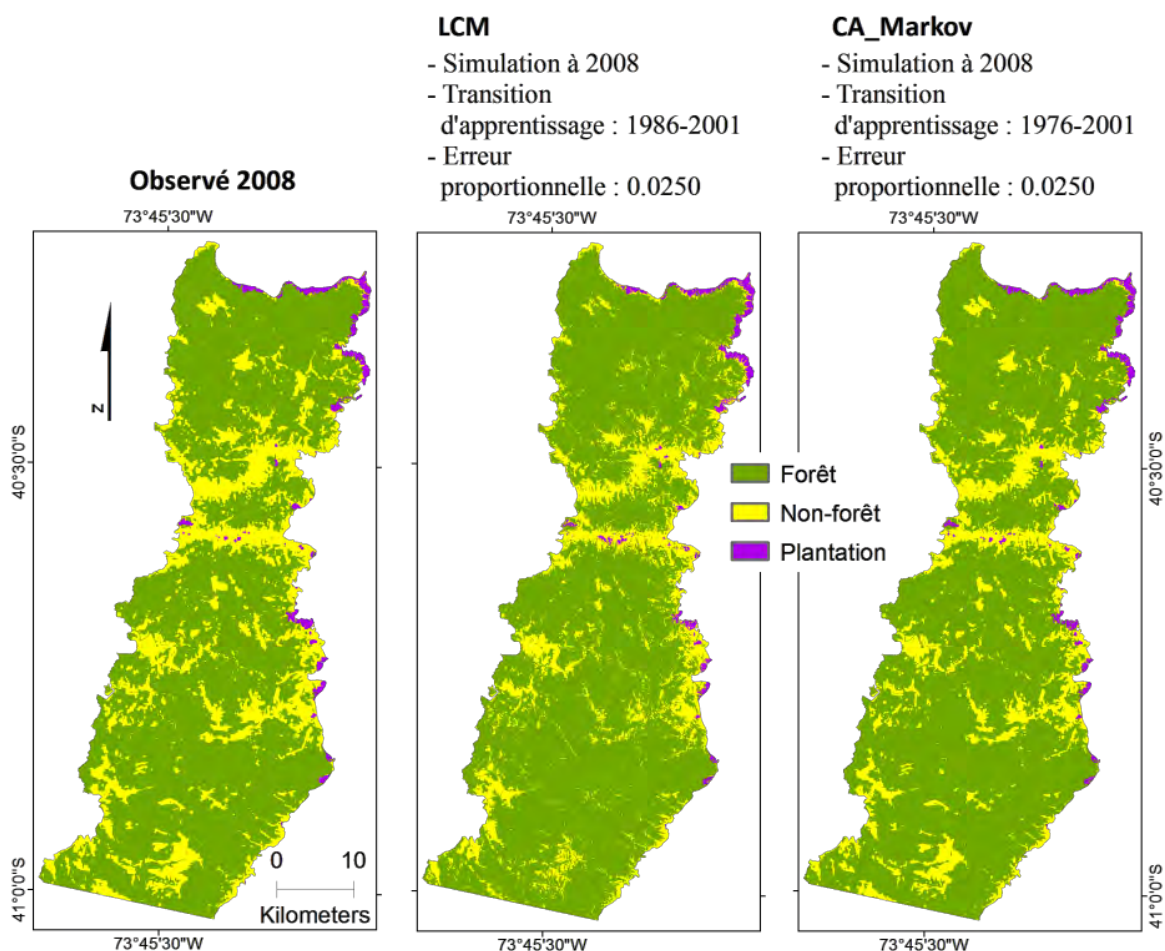


Figure 123 : Cartes d'occupation du sol observé et simulé en 2008 par rapport aux modèles sélectionnés : LCM et CA_Markov.

Budgétisation des erreurs et simulations correctes de LUCC des modèles sélectionnés

Pour continuer à évaluer les modèles ci-dessus choisis, nous analyserons la comparaison de deux cartes de transitions, ce qui nous permettra d'évaluer la correcte attribution des changements et persistances. Chen et Pontius (2010) ont proposé une méthode permettant de quantifier et visualiser les relations entre les changements d'occupation du sol, il s'agit de la "budgétisation" des erreurs et des prédictions correctes. L'une de ces cartes correspond à la superposition des catégories de LUCC observées en t_1 avec le LUCC observé en t_2 . La deuxième carte est le résultat de la superposition du LUCC observé en t_1 avec le simulé en t_2 . Les résultats de ce croisement peuvent correspondre aux suivantes catégories de pixels de réussites et d'erreurs, en ce qui concerne les persistances et changements :

- Simulation correcte (N) : Persistence observée prédite comme persistence (*null successes*)
- Erreur (F) : Persistence observée prédite comme changement (*false alarms*)
- Simulation correcte (H) : changement observé prédit comme changement (*hits*)
- Erreur (M) : Changement observé prédit comme persistence (*misses*)
- Erreur (E) : Changement simulé comme changement incorrect

Pour évaluer la précision de la prédiction des changements à travers l'ensemble d'une zone étudiée, les auteurs avancent une méthode permettant de mesurer les erreurs en raison de la quantité et celles en raison de l'attribution sur la base des résultats de la budgétisation. Les mesures mobilisées pour cette évaluation sont les suivantes :

OC : changement observé en pourcentage du paysage

PC : changement prédit

Q : erreur en raison de la quantité des changements prédits

$$Q = |PC - OC| = |(F+H) - (M+H)| = |F-M|$$

A : erreur en raison de l'allocation des changements prédits

$$A = (F+M) - Q = 2 \times \text{MIN} (F, M)$$

T : erreur totale

$$T = F+M = Q + A$$

L'**erreur due à la quantité** de changement prédit (Q), mesure à quel point l'adéquation entre la quantité de changement observée et prédite est différente d'un ajustement parfait. Il convient de noter que l'erreur due à la quantité ne mesure rien concernant l'affectation spatiale des changements, à la différence de l'**erreur due à l'allocation** (A) qui mesure le niveau de concordance dans l'attribution spatiale des changements, compte tenu de la spécification de la quantité des changements dans les cartes de changements observés et prédits. La somme de l'erreur due à la quantité et l'erreur due à la quantité constitue l'**erreur totale** (T).

Ces techniques de validation qui prennent en compte les changements s'appuient également sur d'autres indices statistiques, comme le *Figure of merit*, *Producer's accuracy* et *User's accuracy* (Pontius *et al.*, 2008).

A = Erreur due à un changement observé prédit comme persistance

B = Prédiction correcte de changement observé

C = Erreur due à un changement prédit comme changement incorrect

D = Erreur due à une persistance observée prédite comme changement

$$\text{Figure of merit} = B / (A + B + C + D)$$

$$\text{Producer's Accuracy} = B / (A + B + C)$$

$$\text{User's Accuracy} = B / (B + C + D)$$

(Pontius *et al.*, 2008)

La mesure de *Figure of merit* indique l'exactitude du modèle sur une échelle de 0 à 100 pourcent. S'il n'existe pas un chevauchement entre les couvertures de référence et simulées, le figure of merit est égal à zéro, mais s'il y a correspondance parfaite entre la référence et la simulation, le figure of merit est 100 pour cent. Le *Producer's accuracy* exprime la proportion de pixels de changement que le modèle prédit avec exactitude par rapport à la carte de référence indiquant le changement observé. Le *User's accuracy* est la proportion de pixels que le modèle prédit correctement comme changement par rapport à tous les changements prédits par le modèle (*op cit.*).

Land Change Modeler

En notant visuellement sur la carte d'exactitudes et erreurs de la prédiction LCM (Figure 124), ce qui ressort évidemment le plus clairement est la prédiction correcte des surfaces observées et simulées comme persistance (N). En effet, en analysant les résultats du modèle on voit que 87 % de la persistance observée (sur un total de 92 %) entre 2001 et 2008 a été correctement prédite. Rappelons que la superficie des forêts en 2001 est d'environ 163 mille hectares, ce qui signifie 85 % de la superficie totale de la zone d'étude, proportion considérable pour expliquer en partie cette stabilité.

Les erreurs, en raison d'une persistance observée mais prédite comme changée sont de 5,8 % (F), alors que les secteurs de changement observé mais prédit comme persistance (M) atteignent aussi les 5,9 %.

Le total des changements observés ($OC = M + H$) est de 7,6 % alors que les changements totaux prédits ($PC = F + H$) ont été très proches du changement observé avec 7,5 %. On résume ici la précision de la prédiction globale des changements à travers l'ensemble du paysage: Erreur de quantité (Q) = $|F - M| = 0,1 \%$; Erreur d'allocation (A) = $(F + M) - Q = 11,6 \%$; Erreur totale ($Q + A$) = 11,7 %. L'exactitude du *Figure of merit* est 13 %, alors que le *Producer's accuracy* est de 23% et le *User's accuracy* 23,1% (Figure 124).

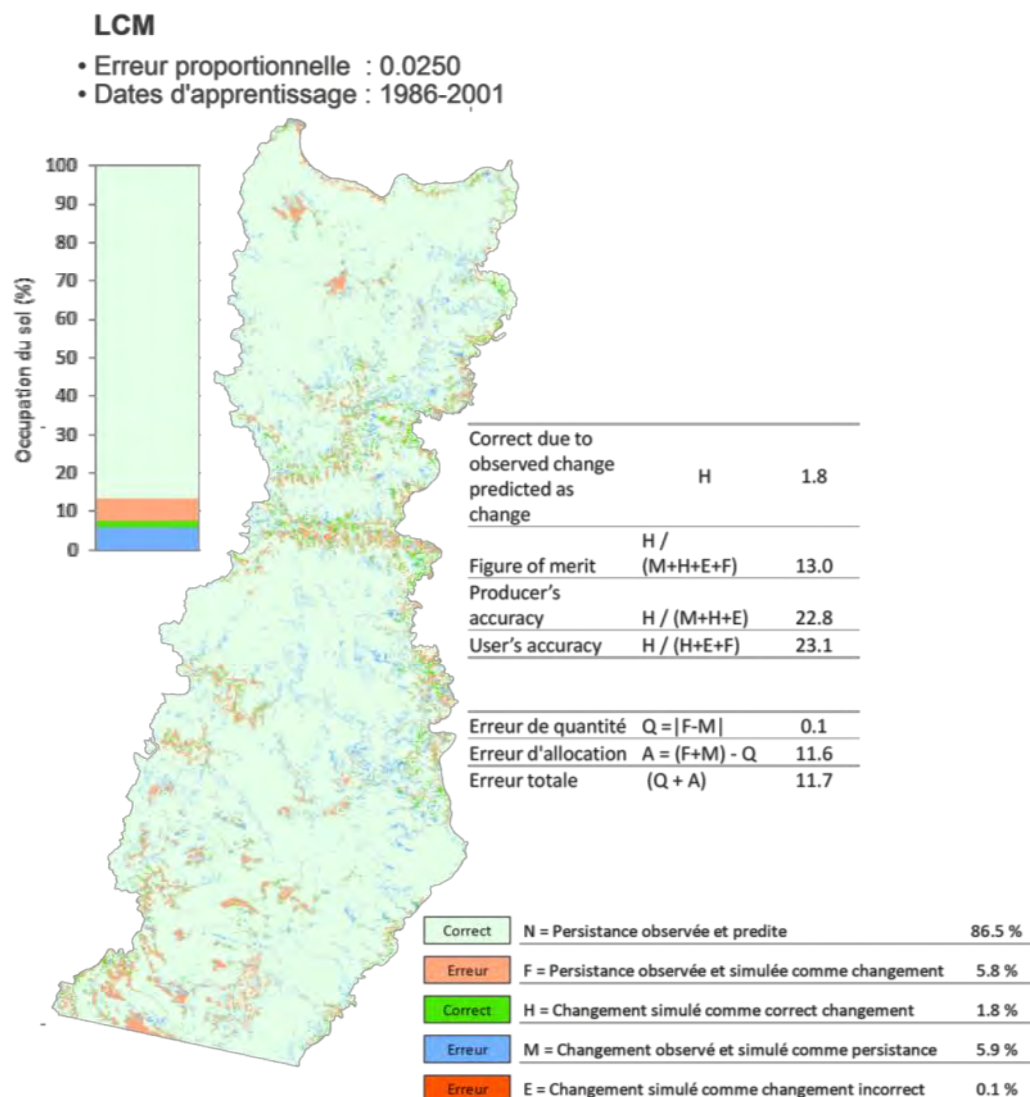


Figure 124 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 – LCM

En ce qui concerne le changement total de LUC, le modèle a simulé 1,8 % de pixels correctement prédits (H). C'est-à-dire que LCM a bien simulé le changement d'environ 3 400 hectares, alors que le changement total (*Total change*) entre 2001 et 2008 était de presque 8 %. Le changement bien réussi le plus significatif est la trajectoire de Forêt vers Non-forêt (Figures 125 et 126), qui a atteint 1,4 % alors que le changement réel de Forêt à Non-forêt entre 2001 et 2008 a été de 5 %. Toutefois, une proportion importante du changement réel de Forêt à Non-forêt a été incorrectement simulée : 3,6% ont été projetés comme persistance de Forêt et 0,06 comme Plantation (Figure 126).

L'autre superficie de changement qui a été bien simulée correspond aux 0,39 % de Non-forêt vers Forêt (changement qui dans la réalité a été de 2,6 %), bien qu'une surface supérieure de changement observé de cette trajectoire a été projetée comme constante Forêt (2,15 %) (Figure 126). En outre, la surface avec la plus grande erreur correspond à la persistance réelle de la Forêt qui a été attribué en 2008 comme Non-forêt.

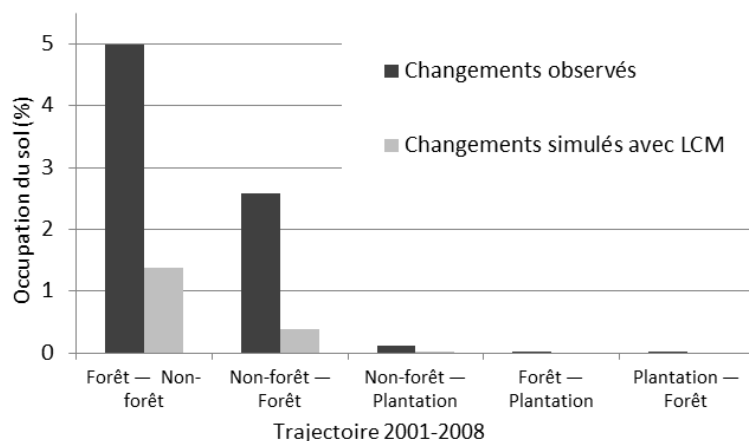


Figure 125 : Comparaison entre les changements réels 2001-2008 avec les changements correctement simulés pour 2008 (Modèle LCM).

Quant à la plantation, aucune réussite de changements n'a été simulée, bien que le changement réel de Non-forêt à Plantation ait été de 0,11 % équivalant à 218 ha. L'erreur la plus importante associée aux plantations est exprimée dans la prédiction incorrecte de 0,15 % de Non-forêt vers Plantation, alors qu'en fait il s'est agi d'une stabilité de Non-forêt. En outre, 0,11 % de la superficie de l'aire d'étude a été simulée comme persistance de Non-forêt alors que sa trajectoire exacte a été de Non-forêt à Plantation (Figure 126).

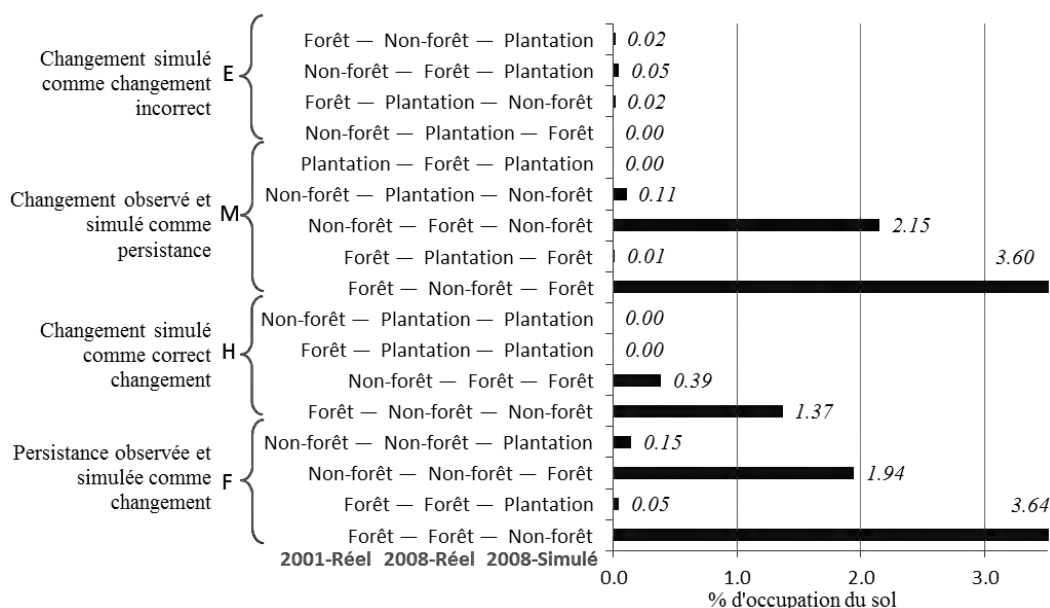


Figure 126 : Exactitudes et erreurs de la prédiction de changements pour les LUC, entre 2008 réel et 2008 simulé.

CA_Markov

D'une manière générale, la prédiction CA_Markov présente – en comparaison à LCM – des niveaux inférieurs d'erreurs concernant les changements simulés de façon incorrecte. En outre, les proportions de superficies de persistances correctement simulées sont aussi un peu plus élevées pour le modèle CA_Markov. La superficie de constance observée et bien prédite (N) est

de 88 %, dont 76,4 % correspond à la persistance de Forêt, 9,9 % de Non-forêt et 1,4 % de Plantation.

Les erreurs, en raison d'une persistance observée mais prédite comme changement, sont de 4,7 % (F), alors que les secteurs de changement observé mais prédit comme persistance (M) atteignent également les 4,8 % (Figure 127).

2,8 % des changements de catégories d'occupation du sol ont été correctement prédits (H), équivalant à presque 5 400 hectares. C'est-à-dire que CA_Markov a prédit correctement presque 2 000 hectares de changement de plus que LCM.

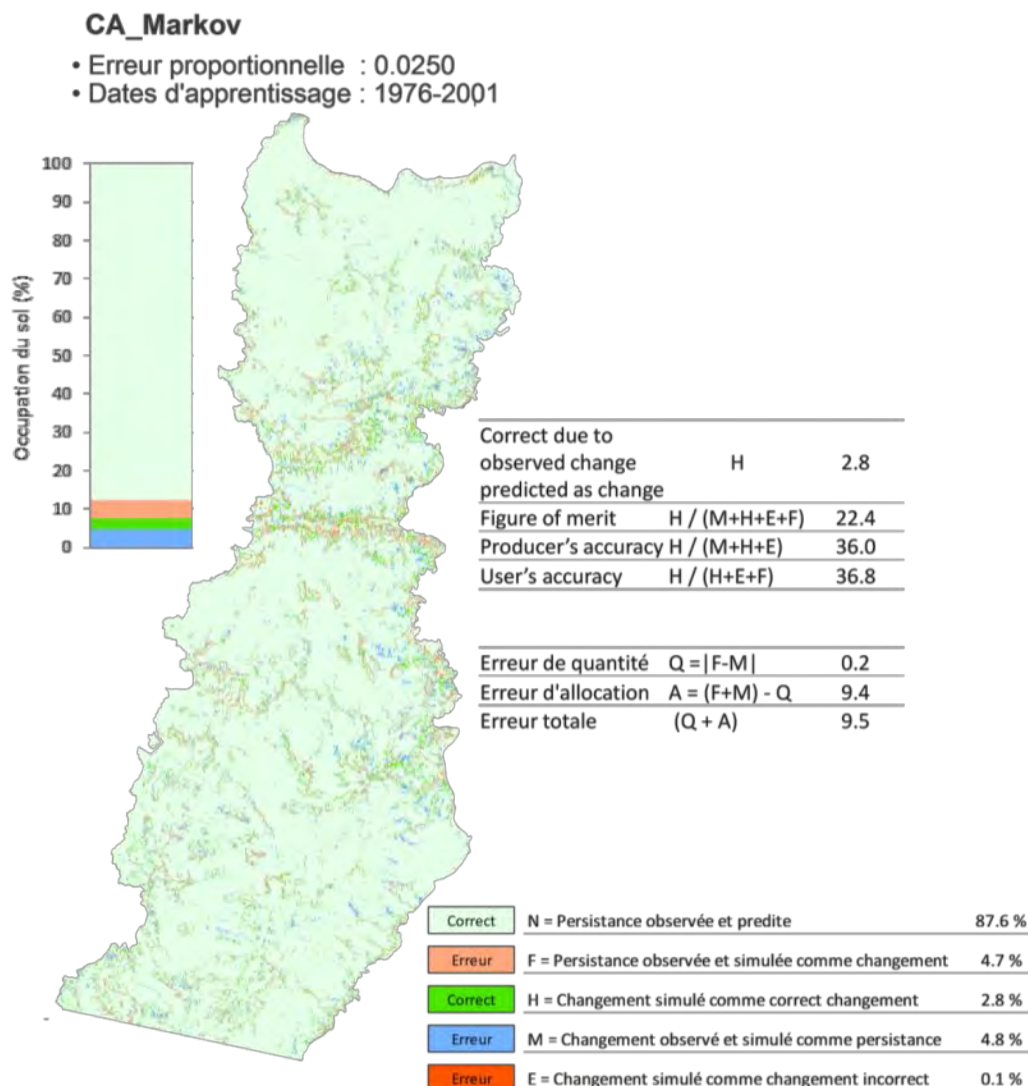


Figure 127 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 – CA_Markov

Comme pour le modèle LCM, le total des changements observés ($OC = M + H$) est de 7,6%, alors que les changements totaux prédits ($PC = F + H$) ont aussi été très proches du changement observé avec 7,5 %. La précision de la prédiction globale des changements à travers l'ensemble de l'aire d'étude est présentée sur la figure 127 ; encore une fois, on peut voir que les mesures d'ajustement favorisent CA_Markov par rapport à LCM. L'erreur totale est de 9,5 %

alors que pour LCM elle est de 11,7 %. Seule l'erreur de quantité ($Q = 0,2$) est légèrement plus inférieure pour LCM.

Comme indiqué plus haut, le changement total bien simulé de 2001 à 2008 correspond à 2,8 % de la zone d'étude et la trajectoire la plus significative est celle qui va de Forêt vers Non-forêt, qui a atteint 1,8 % (Figures 128 et 129). La superficie réelle de ce changement de Forêt à Non-forêt a été de 9 620 hectares, donc CA_Markov a bien prédit 2 640 hectares. Une proportion importante du changement réel de Forêt à Non-forêt a été incorrectement simulée comme persistance de Forêt (3,17 %) et comme Plantation (0,01 %) (Figure 129).

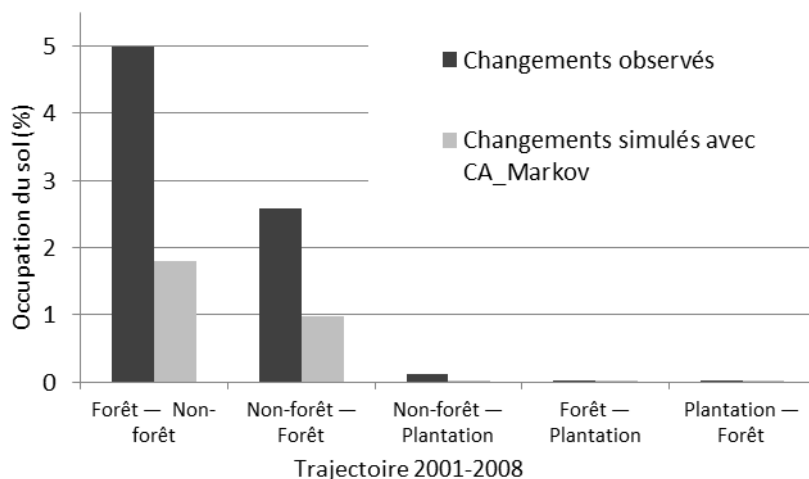


Figure 128 : Comparaison entre les changements réels 2001-2008 avec les changements correctement simulés pour 2008 (Modèle CA_Markov).

L'autre superficie de changement qui a été bien simulée est 0,98 % de Non-forêt vers Forêt, bien qu'une surface supérieure de changement observé pour cette même trajectoire a été incorrectement projetée comme constante Forêt (2,15 %). Dans le véritable changement de Non-forêt à Forêt de 2001 à 2008 ont été transférés 4 997 hectares, tandis que la simulation CA_Markov a prédit 1 885 hectares.

En outre, la surface qui comporte une plus grande erreur correspond à la persistance réelle de la Forêt, qui a été attribuée pour 2008 comme changement vers Non-forêt (3,20 %). De même importance est l'erreur qui prédit une persistance de Forêt pour le changement observé de Forêt à Non-forêt (3,17 %). Par ailleurs, la simulation correcte de la trajectoire de Non-forêt à Plantation a été négligeable (0,005 %) ; CA_Markov a seulement prédit 9 hectares des 218 qui ont effectivement été transférés.

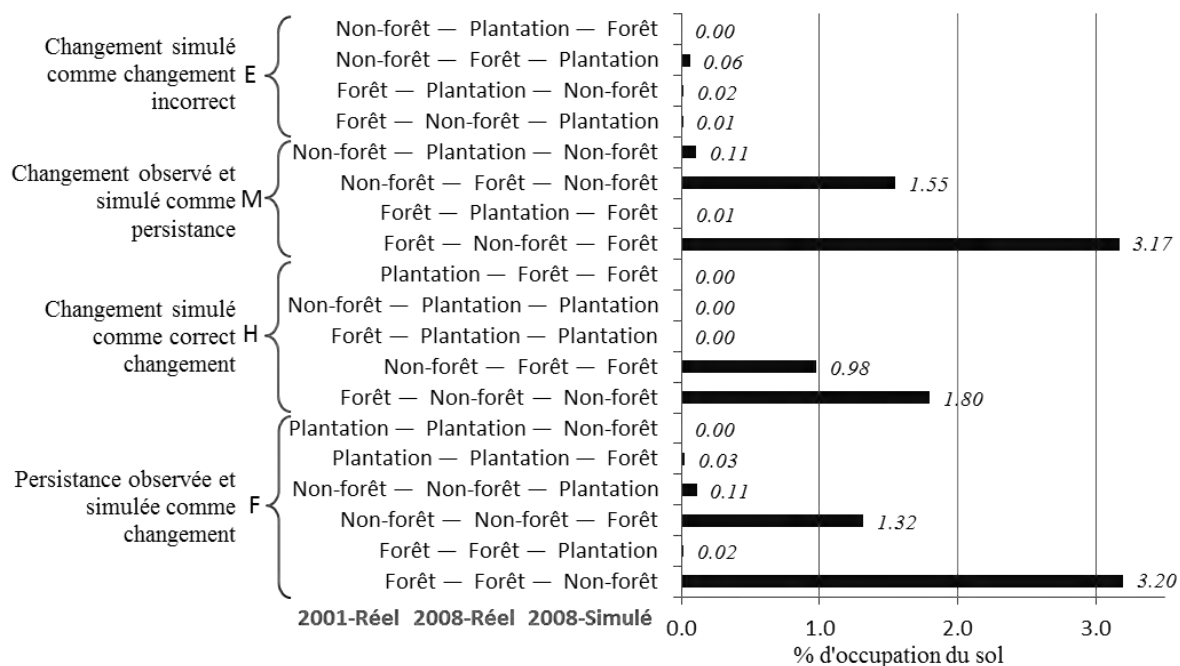


Figure 129 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour les catégories d’occupation du sol, entre 2008 réel et 2008 simulé – CA-Markov.

10.1.6 Représentation des erreurs/exactitudes des modèles LCM et CA_Markov

Pour finir, on peut conclure que CA_Markov a des résultats plus adaptés à l’évolution linéaire des catégories d’occupation du sol et plus particulièrement pour l’échange Forêt ↔ Non-forêt. Les deux modèles prédisent la persistance avec des mesures bien ajustées, CA_Markov étant légèrement plus élevée. Mais c’est dans la prédiction des changements que CA_Markov possède une meilleure précision et présente des erreurs mineures par rapport à LCM ; tandis que LCM prédit 27 % du changement observé de la trajectoire Forêt → Non forêt (le changement réel le plus élevé), la superficie simulée par CA_Markov représente 36 % de ce changement réel (Tableau 38). La différence pour la prédiction de CA_Markov face à LCM du changement inverse (de Non-forêt à Forêt) est encore plus grande puisque CA_Markov réussit à prédire correctement 38 % du changement réel, alors que LCM en simule seulement 15 %. Rappelons que la catégorie Non-forêt représente la perte de forêts, liée aux zones où il y a remplacement par des pâturages ou zones de végétation secondaire résultant de l’exploitation forestière ou d’incendies. Ainsi, cette catégorie est au cœur de la modélisation, car elle est celle qui produit la plus grande dynamique sur la forêt à l’échelle de notre paysage. Comparativement, la dynamique de la catégorie Plantation, avec un changement unidirectionnel (des pertes nulles et seulement des gains), n’est pas bien simulée ni adaptée à une évolution linéaire. Les simulations correctes de LCM et de CA_Markov ne représentent que 3 % à 4 % du changement réel prédit pour la trajectoire de Non-forêt à Plantation. Mais ce n’est pas le cas pour la persistance des plantations, laquelle est presque entièrement simulée.

Trajectoire du changement	Changements (ha)			Difference (%)	
	Observé	LCM	CA_Markov	LCM	CA_Markov
Forêt → Non-forêt	9 621	2 641	3 478	27	36
Non-forêt → Forêt	4 997	751	1 885	15	38
Non-forêt → Plantation	218	6	9	3	4
Trajectoire de persistance					
	Observé	LCM	CA_Markov	LCM	CA_Markov
Forêt → Forêt	153 435	146 310	147 371	95	96
Non-forêt → Non-forêt	21 919	17 888	19 181	82	88
Plantation → Plantation	2 745	2 745	2 689	100	98

Tableau 38 : Comparaison de changements et persistances correctement simulés pour 2008 par les modèles LCM et CA_Markov.

Finalement, compte tenu de l'importance de la catégorie Non-forêt comme un engrenage actif de la déforestation et afin de comparer et d'estimer la qualité des deux modèles pour prédire la déforestation, nous nous focalisons seulement sur la prédiction de la catégorie Non-forêt. La figure 130 montre la comparaison des prédictions des superficies de Non-forêt issue des deux modèles avec les superficies de Non-forêt réellement observées en 2008. Les deux modèles prédisent la même catégorie Non-forêt réellement observée, avec une précision inférieure par rapport à chaque modèle séparément. Pris isolément, CA_Markov présente de meilleurs résultats que LCM, avec 22 636 ha (72 %) contre 20 528 ha (65 %). Les erreurs communes aux deux modèles s'élèvent à 12 137 ha, alors qu'individuellement CA-Markov compte 9 417 ha de surestimation et LCM 30 174 ha.

LCM, contrairement CA_Markov, réussit à prévoir plus précisément les zones déboisées, et en particulier à représenter les secteurs de Non-forêt situés sur les parties les plus élevées des montagnes, généralement en lien avec la présence d'alerzales (Figure 130).

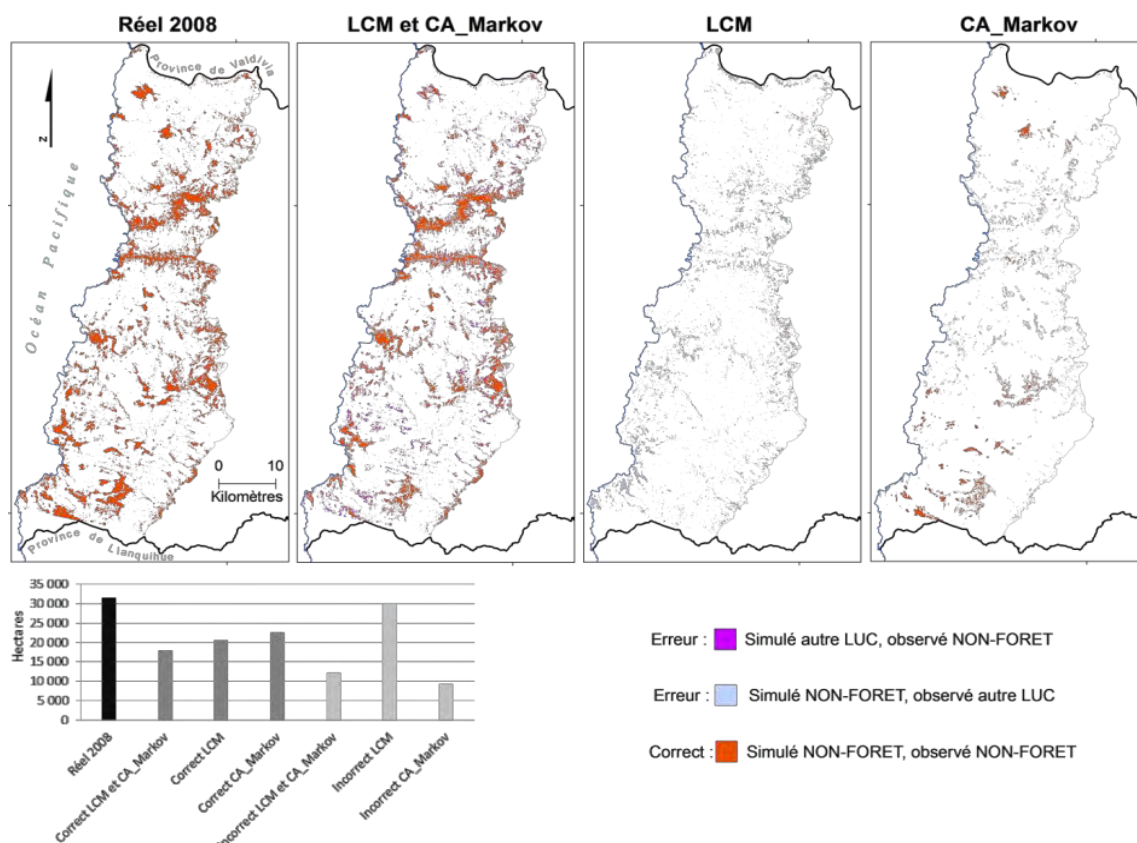


Figure 130 : Erreurs et exactitudes dans la prédiction 2008 de la catégorie Non-forêt (CA-Markov et LCM) comparées au paysage observé 2008

Enfin, nous allons mentionner certaines études qui nous permettent de contextualiser les précisions calculées ici : le premier est l'examen que Pontius *et al.* (2008) réalisent sur treize applications de modélisation de l'occupation/utilisation du sol ; ils trouvent une gamme pour *figure of merit* de 1 à 59 % avec une médiane de 21 % (Pontius *et al.*, 2008). Dans le cas de notre modélisation, *figure of merit* est de 13 % et 22,4 % pour CA_Markov. Rappelons que 100 % de *figure of merit* reflète un chevauchement parfait entre les changements observés et prédits. Pontius *et al.* (2007) effectuent dix-huit essais de modélisation de la déforestation (catégories Forêt et Non-forêt) en combinant trois paramètres du modèle. Ils atteignent une précision de *figure of merit* entre 27 et 33 % (médiane = 33%) et une mesure de *producer's accuracy* dans un rang de 33 à 73 % avec une médiane égale à 55 % ; les mesures de *producer's accuracy* de nos modélisations ont été de 23 % pour LCM et de 36 % pour CA_Markov.

Maestriperi (2012) effectue une modélisation de la dynamique de l'utilisation/occupation du sol en mobilisant les catégories de Plantation, Forêt native, Autre et Eau (axée surtout sur les plantations d'exotiques), qui présente certaines similitudes avec notre modélisation. L'application a été réalisée sur l'une des communes (San Juan de la Costa, montrée sur la figure 18) comprise dans notre zone d'étude, mais à la différence de notre modélisation, celle-ci fait aussi partie du secteur oriental de la commune (en dehors de notre aire d'étude), à savoir sur la zone de précordillère, où existe une forte dynamique causée par l'introduction de plantations forestières. La modélisation a aussi été opérée en utilisant les approches de LCM et CA_Markov sur une base d'apprentissage de 1986-1999, et simulée aussi pour 2008.

Le tableau 39 présente la comparaison de certaines mesures d'exactitude entre les modélisations de Maestriperi (*op cit.*) et les résultats obtenus au cours de cette thèse. Les deux auteurs obtiennent des exactitudes similaires pour les changements observés et prédits correctement (H) et, en général, une simulation avec un ajustement meilleur à la réalité pour le modèle CA_Markov contre LCM. Au sujet du reste de mesures, les modèles ici élaborés prédisent des exactitudes un peu plus élevées que Maestriperi.

	Maestriperi		Présente thèse	
	LCM	CA_Markov	LCM	CA_Markov
Erreur de quantité (Q) = F – M	3	4	0.1	0.2
Erreur d'allocation (A) = (F + M) - Q	16	12	12	9
Erreur totale (Q + A)	19	14	12	10
Correct N : Persistance observée prédite comme persistance	79	86	87	88
Erreur F : Persistance observée prédite comme changement	11	4	6	5
Erreur M : Changement observé prédit comme persistance	8	8	6	5
Correct H : Changement observé prédit comme changement	2	2	2	3

Tableau 39 : Comparaison des exactitudes et des erreurs avec les modélisations de Nicolas Maestriperi (2012).

10.2 Validations du modèle de détérioration des alerzales : LCM

10.2.1 Validation par quantité et *pixel by pixel*

En comparant les quantités des sommes de la couverture des occupations du sol entre 2008 réel et 2008 simulé, il s'ensuit clairement que les différences sont assez réduites, avec des différences absolues égales pour les deux catégories (0,8 %), ce qui entraîne une différence globale faible (Tableau 40). Par ailleurs l'analyse *pixel by pixel* montre également un bon ajustement. Le modèle est proche d'un modèle de changement nul (Tableau 41). Cela peut être interprété comme une bonne exactitude, mais il ne faut pas oublier que cela n'exprime pas la correcte attribution spatiale des catégories car n'ont été considérés que les changements de quantité.

	Réel 2008	Simulé 2008	Différence
Détériorée	17,1	17,9	0,8
Non détériorée	82,9	82,1	-0,8
<i>Overall absolute difference</i>			1.6

Tableau 40 : Exactitude en quantité (%) entre la carte observée en 2008 et simulée pour 2008

	Réel 2008	Simulé 2008
Détériorée	11.0	12.3
Non-détériorée	76.7	77.2
	87.7	89.5

Tableau 41 : Exactitude *pixel by pixel* (%) des surfaces Détériorées/Non-détériorées observées en 2008 et simulées pour 2008.

10.2.2 Changements et échanges : analyse des résidus (LUCC-budgets)

L'analyse des deux matrices (réelle et simulée) de changements entre 2001 et 2008 montre que la simulation pour 2008 prédit une augmentation plus importante de la catégorie Détériorée (Tableau 42). En 2008, il y avait effectivement 4 506 hectares de Détériorée tandis que le modèle prédit 4 723, soit 217 hectares de plus. Cela s'explique par le fait que dans le solde total, la catégorie Détériorée a gagné plus que ce qu'elle a perdu, alors que dans la réalité, le gain et la perte sont presque égaux.

87.7	Deterioré	Non-détériorée	Réel 2001	Loss
Détériorée	11.0	6.2	17.2	6.2
Non-détériorée	6.1	76.7	82.8	6.1
Réel 2008	17.1	82.9	100.0	
Gain	6.1	6.2		

	Total change	Swap	Net change
Détériorée	12.3	12.4	0.17
Non-détériorée	12.3	12.4	0.17
	24.6	24.9	0.34

89.5	Deterioré	Non-détériorée	Réel 2001	Loss
Détériorée	12.3	4.9	17.2	4.9
Non-détériorée	5.6	77.2	82.8	5.6
Simulé 2008	17.9	82.1	100.0	
Gain	5.6	4.9		

	Total change	Swap	Net change
Détériorée	10.5	9.8	0.65
Non-détériorée	10.5	9.8	0.65
	20.9	19.6	1.31

Tableau 42 : Comparaison des changements du paysage (%) entre 2001-2008 (observé) et 2001 (observé) -2008 (simulé avec LCM).

Malgré l'augmentation de la catégorie Détériorée, il s'agit d'un changement majeur qui concerne la quantité (*Net change*), alors qu'il y a moins d'échange de localisation (*Swap*) (Figure 131). La comparaison des deux matrices montre qu'il existe une sous-estimation de cet échange dans la transition simulée, et de ce point de vue on peut dire qu'il s'agit d'une dynamique plus prudente, avec des ratios de gains et de pertes plus faibles que la transition de référence. La différence totale de *Swap* entre les deux transitions est de -5,3 % ; alors que la transition de référence montre un swap de 24,9 % (105 128 ha), la transition simulée 19,6 % (82 900 ha), soit 22 228 hectares de différence (sur un total de 194 000 ha de la superficie totale d'alerzales).

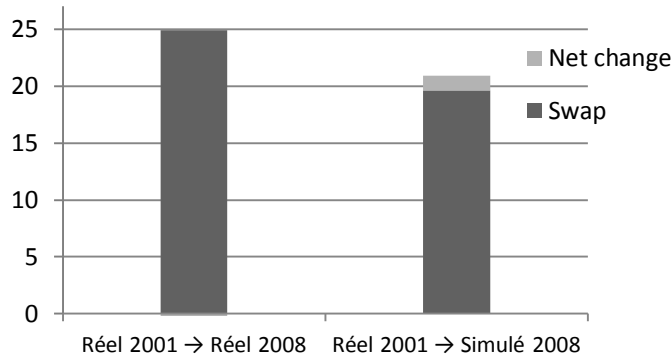


Figure 131 : Comparaison entre le LUCC-budget réel (2001-2008) et le LUCC-budget simulé (2001 réel – 2008 simulé). La barre totale (*net change* + *swap*) représente le pourcentage total de changement.

10.2.3 Validation par analyse spatiale de *patterns*

L'analyse des mesures de l'arrangement spatial révèlent que le paysage simulé comporte une répartition des taches moins fragmentée que le paysage réel. Le nombre de fragments est plus élevé pour la carte de référence, cette différence étant plus marquée pour la catégorie Détériorée (Figure 132). La différence totale dans le nombre de fragments entre les deux dates, est de 5 777 taches, soit 58 % de moins de polygones dans la simulation (4 192 dans la carte de prédiction et 9 969 pour le paysage de référence). Pour la catégorie Détériorée, la différence proportionnelle est supérieure, et atteint 4 135 fragments de moins que le nombre réel, ce qui équivaut à une différence de 60 % sous la référence (2 747 taches).

Cette moindre fragmentation simulée est encore un peu plus évidente lorsque l'on considère la comparaison de la taille moyenne de l'ensemble des fragments à chaque date. Pour l'ensemble du paysage, la taille moyenne des fragments réels est moindre que ceux simulés. La carte de référence totalise une moyenne de 2,7 fragments par hectares, alors que la carte de prédiction comporte 6,3 fragments/hectares, différence plus marquée pour la catégorie Non-détériorée (Figure 132). En conséquence, on peut dire qu'en général la simulation a tendance à représenter moins de polygones, mais plus grands.

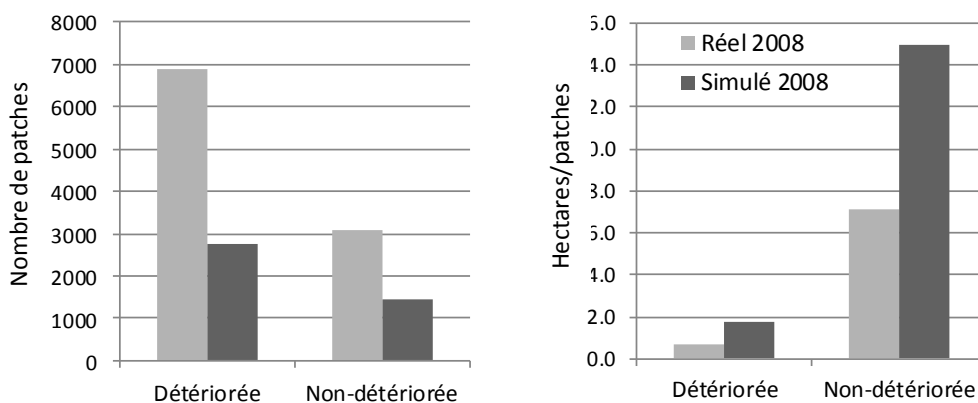


Figure 132 : Nombre de fragmentes (à gauche) et taille moyenne de patches (à droite) du paysage observé (2008) et simulé (2008) pour les catégories Détériorée et Non-détériorée.

10.2.4 Budgétisation des erreurs et simulations correctes de LUCC des modèles sélectionnés

L'analyse de budgétisation nous permet de donner plus de détails sur l'ajustement spatial entre les catégories observées et simulées, en ce qui concerne la stabilité et le changement. Mais auparavant, on expose certaines mesures globales qui se dégagent de cette analyse.

L'erreur due à la quantité de changement prédit (Q) a atteint 1,8 % de manque de correspondance entre la quantité de changement observée en 2008 et celle prédite pour 2008. L'erreur due à l'allocation a mesuré un degré d'approximation de la concordance spatiale des changements de 13,2 %, alors que l'erreur totale (Q+A) est de 15,1% du paysage. Toutes proportions gardées, nous pouvons dire que dans l'ensemble, ces erreurs globales sont supérieures aux modèles vus ci-dessus. Bien que ce modèle simule correctement un pourcentage plus élevé de changements observés ($H = 3,8\%$) (Figure 133), le total des changements observés ($OC = M + H$) est de 12,3 % alors que les changements totaux prédits ($PC = F + H$) ont été sous-estimés avec 10,5 %.

81 % de la surface modélisée a été simulée comme conservant sa constance, ce qui équivaut à 21 384 hectares, lesquels comparés aux 23 154 hectares qui ont vraiment persisté, signifie que 92 % des constances simulées correspondent à la surface totale de persistance observée.

Les erreurs, en raison d'une constance observée mais prédite comme changée, sont de 6,6 % (F), alors que les changements simulés comme persistance (M), qui reflètent le processus inverse, atteignent les 8,4 %.

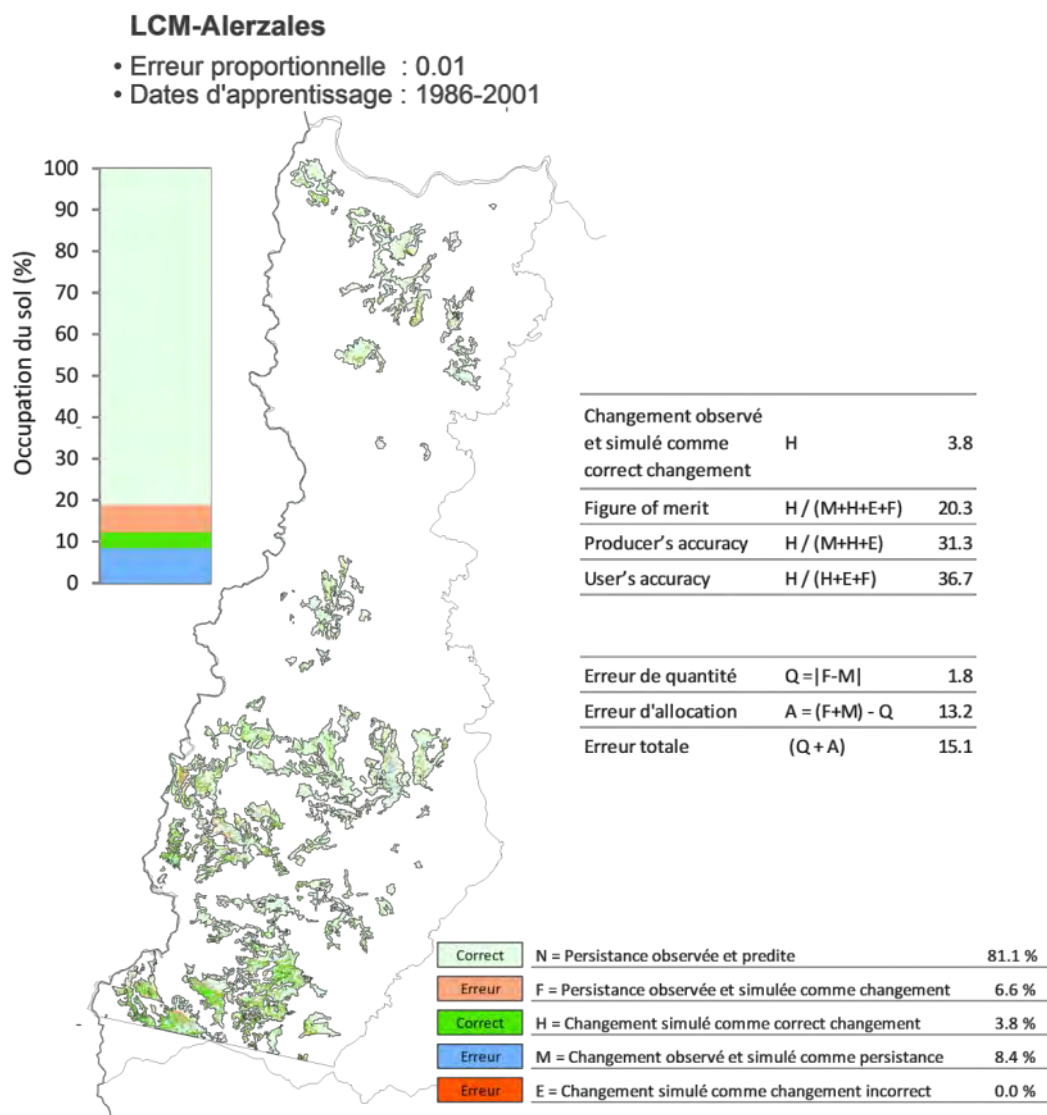


Figure 133 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 des catégories Détériorée et Non-détériorée.

La plus grande superficie d'exactitude dans la simulation des changements a été obtenue pour la transition Détériorée→Non-détériorée, avec 2,3 % de la surface des alerzales (606 hectares sur 26 395 hectares), alors que la surface réelle qui a changé de Détériorée à Non-détériorée était de 6,2 %, soit l'équivalent de 1 636 hectares (Figure 134). Ce changement simulé représente une différence de 37 % de moins que la superficie qui a vraiment changé. En même temps, 3,9 % de la surface modélisée pour cette même transition a été incorrectement simulée, cette superficie représente 63 % du changement de la surface observée et elle a été attribuée à persistance de la catégorie Détériorée.

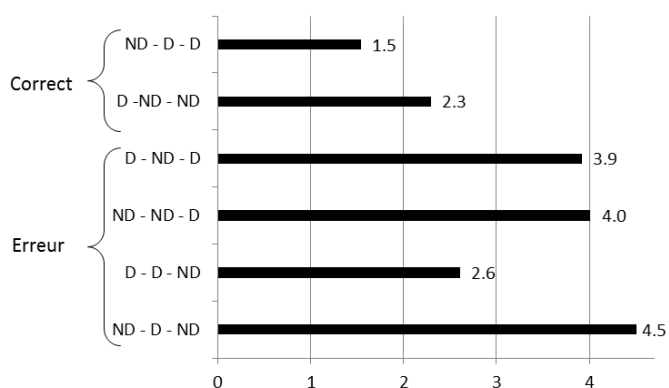


Figure 134 : Exactitudes et erreurs pour les changements des catégories Détériorée (D) et Non-détériorée (ND), pour la transition 2001-2008 réelle et 2001-2008 simulée.

L'autre changement prédit correctement couvre 1,5 % de la superficie totale de la zone modélisée, soit 407 hectares ; il s'agit de la transition de Non-détériorée→Détériorée. La différence entre la surface réelle et celle simulée atteint 1 191 hectares. C'est-à-dire que 26 % de la superficie réelle de changement a été bien simulée. Ces secteurs bien simulés tendent à être concentrés principalement sur la partie sud de la zone modélisée où se trouvent de grandes étendues d'alerzales (Figure 135). Cependant, l'erreur associée à ce changement atteint 4,5 % de l'aire totale et soit 1 189 hectares simulés incorrectement comme persistance de la catégorie Non-détériorée.

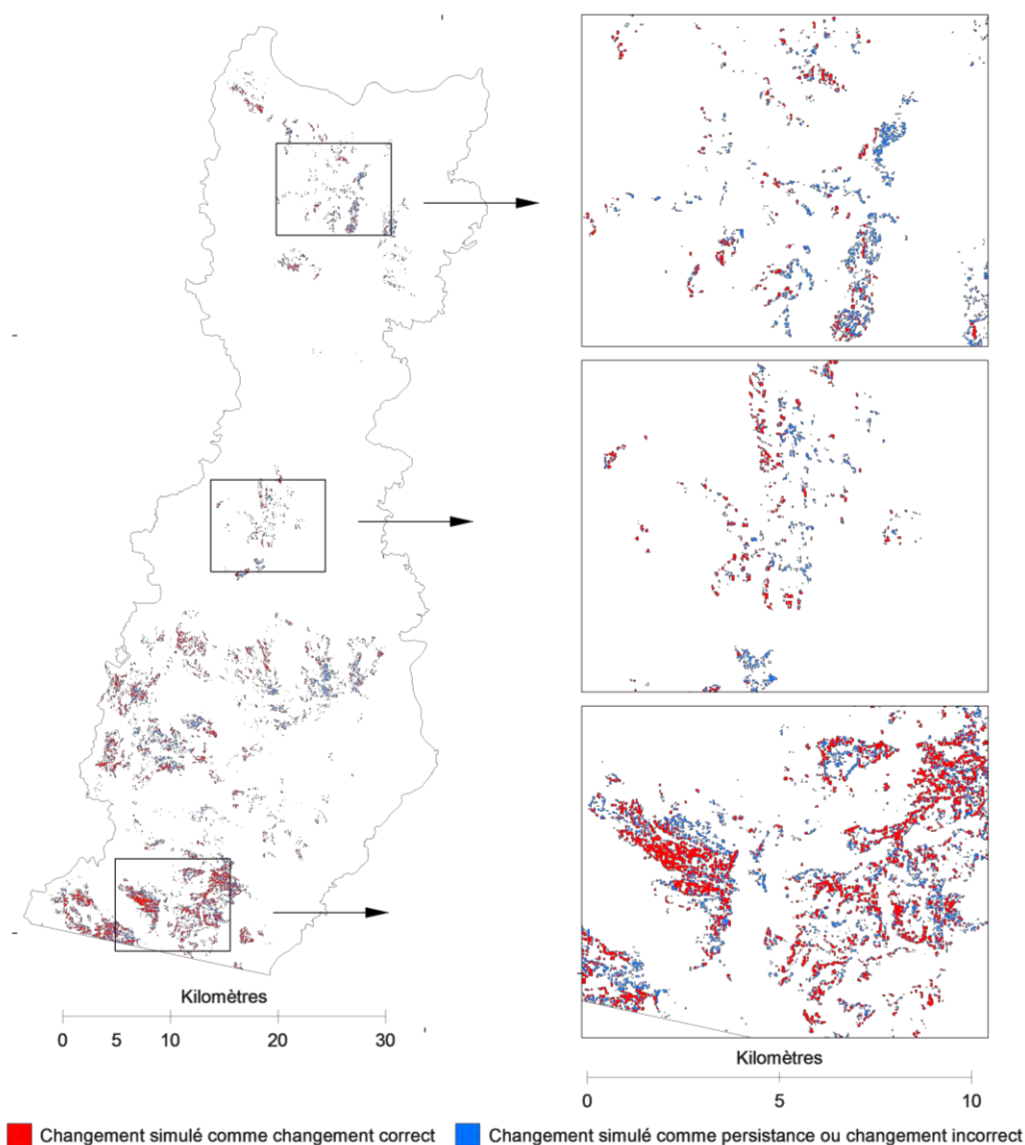


Figure 135 : Carte d'exactitudes et erreurs pour les changements des catégories Détériorée (N) et Non-détériorée (ND), entre 2001-2008 réel et 2001-2008 simulé.

10.2.5 Synthèse des erreurs/exactitudes du modèle LCM

Bien que le modèle dispose d'une bonne précision concernant les zones de constance, il présente quelques désavantages pour prédire les changements entre 2001 et 2008, en conséquence, il faut être prudent pour la création et interprétation des scénarios futurs, car certains secteurs sont représentés avec plus de précision que d'autres, tels que la zone au sud de l'aire d'étude, où sont situés les alerzales de San Pedro et de Los Pabilos, les plus grands de la zone, et où le modèle a pu mieux représenter les changements. Il s'agit d'alerzales emblématiques de la région, qui ont également été très productifs et très endommagés par l'exploitation déraisonnable et le feu.

Cependant, certaines mesures globales n'ont pas été déficientes, mais plutôt assez exactes, comme c'est le cas de l'erreur de quantité qui a été de 1,8 %, ou alors acceptables comme l'erreur d'allocation (13 %). La mesure de *Figure of merit* (20 %) qui reflète le degré de chevauchement

entre les changements observés et prédits se rapproche de la moyenne obtenue par d'autres modèles d'occupation du sol développés (cf. 10.1.6).

La limite du modèle se trouve donc principalement dans la disponibilité des données mobilisées; entre autre, il est également nécessaire de prendre en compte, par exemple, une connaissance exhaustive des conditions *in situ* liées aux activités humaines quotidiennes, cependant, ce n'est pas une tâche facile, puisque l'isolement, le climat, le relief, les conditions de saturation des sols, et surtout l'occultation des activités productives qui y sont menées, sont des obstacles difficiles à surmonter. C'est pourquoi le contrôle et l'enregistrement systématique des données est généralement impossible à réaliser de la part des autorités forestières. Enfin, il existe d'autres connaissances (ou facteurs explicatifs) et relations qui sont difficiles – voire impossibles – de spatialiser.

Chapitre 11. Des scénarios possibles

Mis à part la description et l'explication des problématiques et processus environnementaux, un objectif central de la modélisation spatio-temporelle est la simulation de scénarios possibles. Ce chapitre vise à clore le processus de modélisation dans cette thèse, bien que dans un sens plus large la modélisation prospective peut être un processus continu, croissant et récursif.

Les travaux scientifiques de ce siècle ont de plus en plus intégré l'incertitude au sein de leurs développements et modèles, en laissant en arrière la recherche d'absolutismes, et cherchant à travers des modèles – plus que les prédictions – l'exploration et la compréhension de processus pour aider à la prise de décision (Batty et Torrens, 2001). Dans le domaine des systèmes socio-environnementaux et en général dans de nombreux autres domaines de la science, la modélisation d'aujourd'hui prend en compte que les processus fondamentaux au sein de systèmes peuvent conduire à des phénomènes ou des comportements émergents inattendus : « *Une légère fluctuation initiale pourrait affecter de façon exponentielle et chaotique dans le temps* » (Lorenz, 1963, in Godet 1994). Compte tenu de cela, les scénarios essayent de concevoir ces futurs possibles et d'explorer les voies menant à eux, afin de clarifier les actions présentes et leurs conséquences possibles (*op cit.*). Pour cet auteur, dans la pratique, les scénarios sont une description des situations et des événements futurs auxquels pourraient conduire l'évolution d'une situation du présent.

La diversité et la dynamique des décisions humaines sont étroitement liées à l'évolution de l'environnement et ces décisions sont à leur tour ancrées dans des contextes économiques, politiques et culturels, c'est pourquoi ici, à travers la formulation de scénarios à exposer, on espère contribuer à l'exploration des implications politiques et à celles de gestion de la forêt et des problématiques d'aménagement du territoire dans la zone d'étude. La formulation de scénarios, considérée comme une méthode, vise à anticiper certaines hypothèses ou des tendances évidentes, en tenant compte des contraintes de la situation modélisée, ou simplement à imaginer les conséquences d'un changement (Brunet *et al.*, 2005). Ces hypothèses ou tendances devraient être observées à la lumière de ces contextes, car ceux-ci changent également au fil du temps, et en fonction des différentes échelles temporelles et spatiales considérées.

Le développement d'un territoire dépend de son propre dynamisme, qui est construit socialement. La mise en place de stratégies pour cette construction est indispensable si l'on veut atteindre des objectifs de développement partagés. Trouver les stratégies les plus efficaces est un défi permanent. Et c'est là que la prospective acquiert un rôle concret, car elle vise avant tout à la construction de l'avenir qui peut être atteint grâce à des stratégies : « *La construction de scénarios apparaît plus importante que jamais pour les stratégies de prévision et de gestion* » (Godet, 1994, p.29). S'interroger sur le territoire et explorer ses dynamiques et transformations futures sont des moyens pour aider à élaborer ces stratégies, ou qui, du moins, permettront d'aider à clarifier des questions telles que : Quel sorte de développement est possible ? Comment parvenir au développement territorial souhaité ? Pour qui se produit le développement ? Toute cette construction sociale d'un territoire se produit au fil du temps et elle change de façon complexe, laissant également de nombreuses incertitudes pour l'avenir.

Ici l'objectif de l'analyse de scénarios est de permettre la continuation du processus de test des modèles développés, mais de plus, elle cherche surtout à offrir aux institutions, politiques et acteurs liés aux transformations du territoire et la forêt, quelques idées sur les résultats possibles en vertu de certaines conditions et hypothèses. Nous affirmons cela en assumant que l'être humain est au centre de la construction de scénarios prospectifs, car son intérêt principal est de se demander ce à quoi nous voulons arriver (ou au contraire éviter) à l'intérieur du contexte de ce qui est probable et/ou souhaitable. Toutefois, il convient de noter que la construction de scénarios futurs va au-delà de la réalité présente, en conséquence de quoi le processus implique un acte de l'imagination créatrice et une réflexion sur la situation actuelle – dans notre cas, sur la dynamique d'un territoire: « *Avant d'être une méthode ou une discipline, la prospective est une attitude* » (Berger, 1964, p.270).

On présente cinq scénarios qui décrivent le cheminement des événements conduisant à l'horizon de l'année 2040. Deux d'entre eux soulignent les évolutions possibles de la situation de la déforestation sur toute la forêt de la zone d'étude, l'un basé sur les conditions actuelles et l'autre selon un scénario de conservation avec une condition de faible pression sur la forêt. Un troisième scénario possible simule l'évolution tendancielle de la dynamique de l'occupation des plantations forestières. Les derniers scénarios se concentrent sur la détérioration de la végétation sur l'habitat des alerzales.

On décrit pour chaque scénario un ensemble de situations et d'évènements qui constituent des hypothèses concernant l'évolution des variables qui pourraient influencer la dynamique du système d'occupation du sol jusqu'à une situation future. Dans l'ensemble, les scénarios varient entre le tendanciel et l'exploratoire.

11.1 Construction des scénarios de déforestation

Les scénarios proposés posent comme base que la plus importante cause directe de la réduction de la superficie de la forêt native, provient de l'activité exercée par les petits et moyens agriculteurs qui récoltent du bois pour la production et la vente de bois de chauffage. Ce produit devient un lien important que les acteurs du système étudié établissent avec leur environnement extérieur ; son usage est dirigée à ravitailler en combustible les centres urbains de la Vallée centrale de la province d'Osorno et certaines petites villes du nord de la province de Llanquihue (Figure 98), où il est surtout consommé par les foyers et dans une moindre mesure par l'industrie, les « *études dans les régions de Los Lagos et Los Rios montrent que beaucoup de bois de chauffage utilisé dans les zones urbaines provient des forêts de la Cordillère de la Costa dans les mains de petites et moyennes propriétaires* (Saez 1994 Saez et Scholz 1998, Reyes 2000, Medel 2006) » (Frêne et Núñez, 2010, p.28).

Simultanément, l'éclaircissement dû aux pratiques d'exploitation forestière du bois de chauffage agit comme un agent pionnier pour la génération de fronts de déforestation qui seront ensuite étendus pour l'habilitation d'aires destinées au pâturage : « *Il est important de considérer que la prairie n'est pas l'unique recours fourrager utilisé par les animaux, mais aussi la végétation arborescente et arbustive contribuent secondairement, encore plus en considérant que la surface dominante est de forêts et de matorrales* » (CONADI, 2008b, p.123). La gestion extensive de bétail réparti dans la cordillère est de faible technicité et il n'existe aucun contrôle sur les limites du pâturage. Selon Correa *et al.* (2001, in Plischoff *et al.*, 2005, p.61) « *le système d'élevage*

Huilliche dans la Cordillère de la Costa a des caractéristiques très particulières. Le bétail, principalement des bovins, est laissé à paître librement, en raison de l'absence de clôtures dans les prairies basses, très productives en été. Pendant la saison d'hiver, les animaux sont conduits vers les hauteurs de la Cordillère, où les forêts offrent une protection et un abri contre le vent et la pluie, changeant le pâturage des prairies pour les bambous ». Ce caractère positionne la zone dans une situation très éloignée d'un territoire développé qui peut accéder à une gestion durable de ses ressources naturelles. : « *les systèmes d'élevage extensif seront capables de survivre et de jouer leur rôle complexe seulement si sont appliquées des mesures agro-environnementales et que des politiques de développement rural sont déployées.* » (Toutain et al., 2010, p.174). De plus, dans la zone – et le pays – les programmes de bonification de l'Etat pour l'amélioration des prairies de petits paysans sont accordés uniquement aux personnes qui ont régularisé leur droit sur la terre, ce qui contribue ainsi à maintenir un cercle vicieux de dégradation de l'environnement.

Dans une large mesure, l'isolement physique et économique fait partie du caractère des économies rurales locales de la zone, en particulier dans les secteurs situés sur le versant occidental de la chaîne montagneuse et en dehors de la zone d'influence de la route U-40. (Figure 18, chapitre 1). Dans le diagnostic participatif de la commune de Río Negro fait par la CONADI (2008b, p.31), on peut apprécier les niveaux d'isolement qui sont atteints dans certaines communautés autochtones du territoire de la zone d'étude : « (...) *tant de beauté et richesse contraste durement avec la réalité de ces communautés, lesquelles se trouvent dans un isolement qui signifie, dans l'un des cas, l'existence d'aucun des services de base, alors que dans l'autre cas la situation est précaire ; nous parlons de ne pas disposer d'électricité, d'eau potable, des services de télécommunications, etc., encore pire, de ne pas avoir de service de santé approprié pour le lieu* ».

La grande partie de la production obtenue depuis l'intérieur de la zone est faiblement en lien avec le secteur industriel régional, pas même à travers de la commercialisation du bois de chauffage, puisqu'en majorité il est demandé par le secteur résidentiel (Sáez, 1997). Le reste de la production (par exemple, certains légumes et fruits secs de mer), est parfois vendu sur un petit étal, soit dans le marché couvert Rahue d'Osorno (Photo 16) soit directement dans des épiceries des petites villes de la Vallée centrale : « *Les moyens de production des familles sont actuellement limités par le manque de capitaux et de connaissances des technologies pour améliorer la production et passer d'une situation de base vers une autre d'accumulation* » (CONADI, 2007, p.178). Les activités de production des paysans de la zone correspondent essentiellement à des économies locales de subsistance : « *Les petits producteurs de la commune ont été aidés par l'Etat, économiquement et avec des conseil techniques, et ils ont appris, tant du travail individuel que groupal, mais en tant que micro-entrepreneurs ils ont très peu crûs, voire dans certains cas nullement* » (Plan de Desarrollo Comunal de la Municipalidad de Purranque, 2006).



Photo 16 : Marché couvert de Rahue, Osorno (Photo prise par l’auteur en novembre 2010)

Cependant quelques petits producteurs sont dans une certaine mesure en lien avec l'industrie, par exemple certains ont incorporé dans leur économie les plantations commerciales d'espèces exotiques, qui sont finalement destinées à l'industrie. Leurs surfaces d'exploitations sont petites et réparties autour de l'axe U-40 (Figure 96). Les grandes exploitations installées par les grands propriétaires terriens sont situées dans le piedmont des versants à l'Est et au Nord sur les rives du fleuve Bueno. Dans ces cas, les travaux forestiers entrepris par ces propriétaires sont affectés à une main-d'œuvre provenant surtout de l'extérieur de l'aire d'étude. Plus à l'intérieur, vers l'Ouest, l'environnement devient plus montagneux et peu peuplé, mais avec une plus forte proportion de population indigène, dont nombreux ont des problèmes de régularisation de terres, autant d'obstacles pour l'expansion de plantations au compte des grandes entreprises.

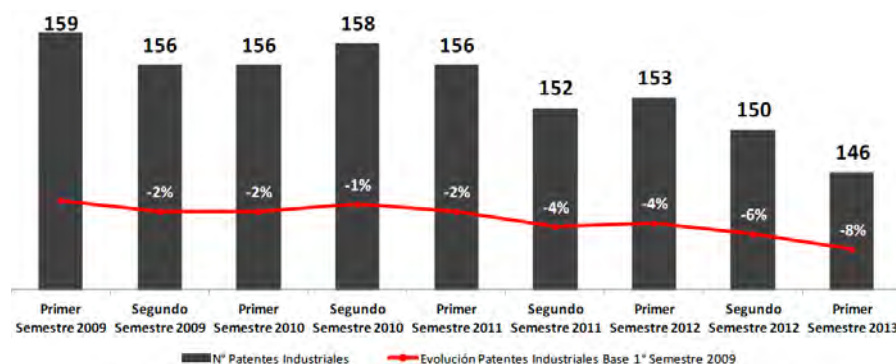
11.1.1 Scénario 1. La tendance observée se poursuit

Hypothèses

Scénario tendanciel qui considère que la perte annuelle de superficie de forêt continue à croître de manière similaire à celle observée dans les trajectoires passées. Il décrit un futur possible si rien n'est changé sur le système.

Le scénario suppose que la population des villes en dehors de la zone d'étude, qui concentrent la demande en bois de chauffage (situées dans la Vallée centrale de la province d'Osorno), s'agrandit, avec une croissance proche de celle des dernières années, et en lien avec une augmentation, elle aussi constante, de nouveaux projets d'investissement. Cette croissance constante ne parvient pas à lancer de nouveaux grands projets dans les zones urbaines, ce qui implique donc que les villes n'ont pas de nouvelles opportunités pour attirer la population externe. La figure 136 indique le nombre de licences délivrées à de nouvelles industries pour fonctionner dans la ville d'Osorno, centre urbain qui exerce la plus grande demande pour le bois de chauffage de la montagne. L'évolution de cet indicateur révèle une tendance à la baisse de l'activité industrielle. Cette commune a environ 160 mille habitants, étant ainsi la deuxième commune la

plus peuplée de la région de Los Lagos, après la capitale régional de Puerto Montt, une ville qui a augmenté sa population et son investissement au cours des dernières décennies (INE, 2002) ; Osorno est séparé de la limite de la zone d'étude d'environ 40 kilomètres.



Fuente: Elaboración ClioDinámica en base a datos del Depto. de Patentes Osorno

Figure 136 : Nombre de licences industrielles autorisées par la municipalité d'Osorno par semestre (2009-2013) (Source :)

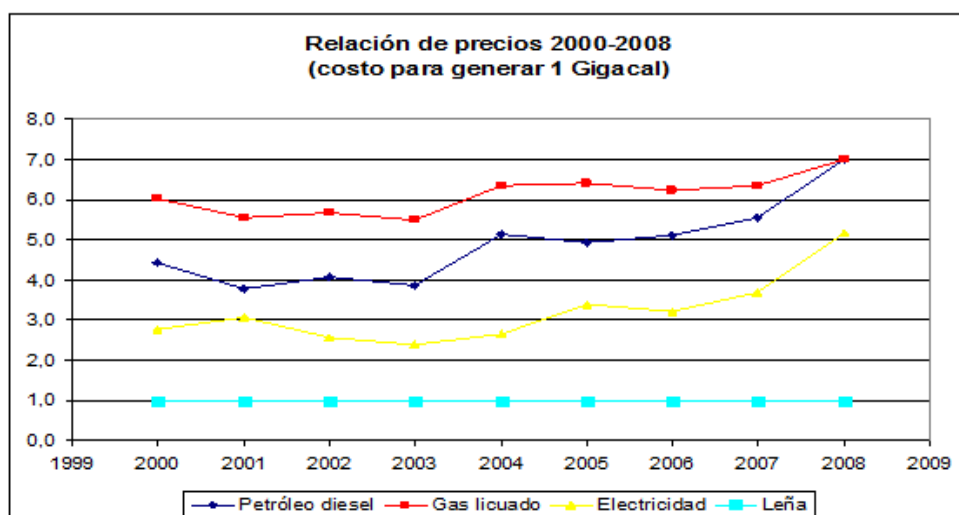
L'organisation des couvertures du sol du système étudié est sensible aux changements démographiques, ce qui ne veut pas dire qu'elle ne peut pas être nuancée par des stratégies capables de se diriger vers un modèle de développement durable, qui relèvent et mettent en jeu les valeurs écosystémiques et socio-culturelles au-delà du système à court terme. S'appuyant sur l'évolution des chiffres démographiques, nous pouvons supposer que la demande de bois de chauffage restera dans une dynamique similaire à celle observée, car l'analyse de la croissance de la population régionale et provinciale au cours des dernières années montrent que la tendance est plutôt stable (Tableau 43).

Année	Taux d'accroissement naturel		Variación intercensitaire (%)
	Région de Los Lagos	Province d'Osorno	
2000	10.7	9.8	
2001	10.5	9.2	1.4
2002	10.6	8.8	1.4
2003	9.8	7.7	1.4
2004	9.6	7.9	1.4
2005	9.4	7.8	1.3
2006	9.1	7.5	1.3
2007	9.4	7.5	1.3
2008	9.9	8.0	1.3
2009	10.1	8.0	1.3
2010	s/i.		1.3
2011			1.2
2012			1.2
2013			1.2
2014			1.2
2015			1.2
2016			1.1
2017			1.1
2018			1.1
2019			1.1
2020			1.1

Tableau 43 : Projection des statistiques de l'état civil (Source : www.ine.cl, consultée le 9 juillet 2014).

Aujourd'hui, on ne peut prévoir aucun déclencheur qui impliquerait une rupture de la croissance de la population locale surpassant les taux moyens des dernières années, ce qui signifierait un nombre constant d'agents explorateurs de la forêt, qu'ils soient illégaux ou légaux. En ce qui concerne les exploitations légales, il faut rappeler que les autorisations de plans de gestion forestières sont octroyées seulement aux personnes qui possèdent la propriété régularisée, ce qui pourrait avoir un effet sur l'utilisation des forêts ; les observations que nous avons réalisées vont dans ce sens : le moment où a le plus diminuée la surface de forêt native a été entre les années 2001 et 2008, précisément dans la période où ont été régularisés certaines terres indigènes dans la région et l'aire d'étude. Le plus probable est que la population de la zone d'étude reste relativement stable, car elle n'attire pas l'arrivée de nouveaux habitants qui pourraient éventuellement perturber la forêt. En outre, au cours des dix dernières années, il n'y a pas eu d'augmentation significative de la quantité de régularisation des terres indigènes susceptibles d'attirer de nouveaux habitants, contrairement à ce qui était arrivé au cours de la période du retour à la démocratie dans les années 1990 et au début des années 2000 ; par exemple, au cours de 2002, environ 160 familles huilliches de la région de Los Lagos ont été favorisées : « *En matière des terres, [...] la CONADI Osorno a investi un total 870 millions de pesos de son Fond de Terres et d'Eaux pour l'acquisition de terres, la cession de terres fiscales et de la régularisation de la possession huilliche* » (Instituto de Estudios Indígenas, 2003, p311-312).

De plus, la consommation de bois de chauffage ne doit pas diminuer, car il s'agit d'un combustible qui possède un nombre non négligeable d'avantages, ce qui rend difficile d'envisager son remplacement par une autre ressource (gaz, pétrole, etc.) ; il s'agit d'une énergie locale peu coûteuse, avec une production décentralisée et une forte dépendance économique et sociale convenable pour les segments socioéconomiques vulnérables : « *Au cours des 20 dernières années, la consommation de bois de chauffage d'espèces natives a doublé, en passant de 4 à près de 9 millions de m³* » (Frêne et Núñez, 2010, p.28). La valeur du bois a toujours été bien en dessous du coût des autres sources d'énergie, et la dynamique de prix a été stable au cours des dernières années, à la différence des ressources alternatives, qui sont variables et généralement à la hausse (Figure 137). Le bois de chauffage est un produit de la forêt qui a largement été commercialisé de manière informelle, dans sa commercialisation, les acteurs du marché fonctionnent en dehors de la légalité (tributaire, forestière, du travail, etc.) : « *Seulement 20 % du volume [du bois de chauffage] extrait de forêt native provient de fermes avec des plan de gestion* » (*op cit.*). Les programmes de certification du bois de chauffage existants (non obligatoires), sont encore faiblement adoptés par les commerçants, Neira (2011) estime que 90 % de la quantité de bois de chauffage est commercialisé de manière informelle.



Fuente: CNE, 2008; INE, 2008; Corporación de Certificación de Leña.

Figure 137 : Evolution des prix des ressources énergétiques au Chili. 1999-2009 (Source : Sistema Nacional de Certificación de Leña. Disponible en : <http://www.lena.cl/contexto/>, consulté le 12 juillet 2014).

La spatialisation des hypothèses et des résultats

Pour exploiter les cartes d'occupation du sol construites et observées et des modèles calibrés, on présente une série de simulations qui diffèrent dans les dates utilisées pour l'apprentissage de chaque modèle et l'approche modélisatrice : LCM ou CA_Markov. On espère que la représentation de l'ensemble des extrapolations permet de donner une idée plus globale sur les évolutions possibles de la tendance de la déforestation pour un horizon qui vise l'année 2040.

Les différences entre les proportions obtenues pour la quantité de superficie entre les deux approches de modélisation (LCM et CA_Markov) sont insignifiantes quand il s'agit des mêmes dates d'apprentissage, parce que la quantité de changement de surface est conditionnée par les matrices de transition de Markov. Les différences les plus importantes en termes de quantité de surface et taux de changement entre projections sont observées parmi les évolutions simulées sur la base de 1976-2001 et 2001-2008 (Figure 138).

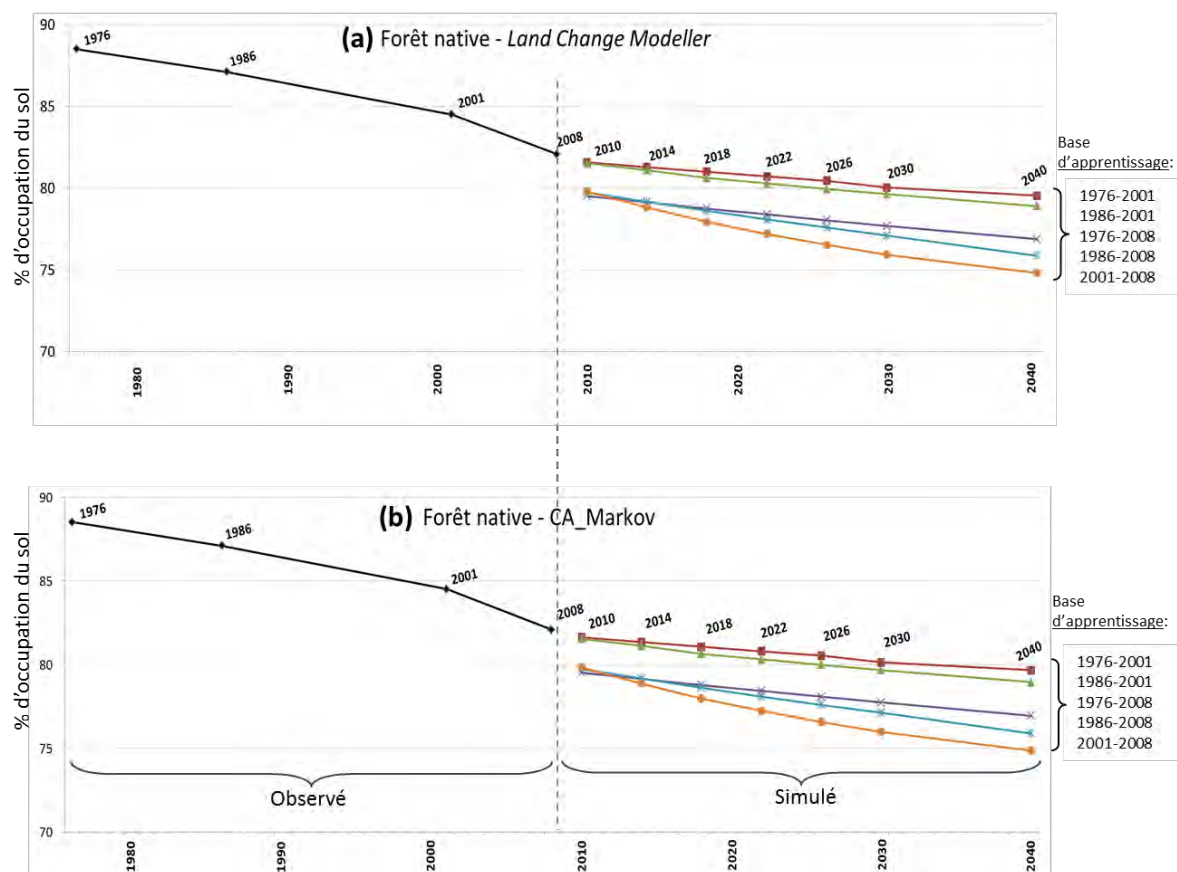


Figure 138 : Courbes de déforestation dans un scénario tendanciel à l'horizon de 2040. Différents modèles LCM et CA_Markov par rapport aux dates de la période d'apprentissage.

Comme résultat général, on peut remarquer que la surface des forêts vers 2040 diminue dans tous les modèles. En comparant la superficie de forêt simulée de quatre modèles avec la forêt observée en 2008, il existe une différence qui fluctue entre 6 000 et 14 000 hectares (Tableau 44). Cependant, les deux modèles qui, comme nous l'avons vu dans le chapitre de validation, avaient un meilleur ajustement (modèles A et C dans le tableau 44) présentent des différences moindres. Avec la simulation 1986+2001-2040 la surface de forêt native atteint environ 152 304 hectares, c'est-à-dire environ 6 000 hectares de moins que les 158 433 qui existaient en 2008. Pour les prédictions basées sur le modèle C, la surface pour 2040 atteint un peu plus de 153 mille hectares ce qui signifie environ 4 660 hectares de moins que l'année de départ.

		Forêt	Différence entre Forêt 2008 et Forêt 2040	Changement de Forêt réelle 2008 à Non-forêt 2040	Persistance de Forêt entre 2008 et 2040
Simulations pour 2040	Réel 2008	158 433			
	(A) LCM-1986+2001	152 304	-6 129	20 417	136 489
	(B) LCM-2001+2008	144 429	-14 004	30 467	127 142
	(C) CA_Markov-1976+2001	153 772	-4 660	12 339	145 019
	(D) CA_Markov-2001+2008	144 511	-13 922	17 631	139 849

Tableau 44 : Comparaison de la superficie réelle en 2008 et superficies de forêt native simulées dans un scénario tendanciel à l’horizon de 2040 (en hectares). Modèles LCM et CA_Markov, par rapport aux dates de la base d’apprentissage.

Selon ce qui a été observé précédemment, nous savons que la plus grande quantité de superficie forestière native perdue est celle qui passe à la catégorie Non-forêt. De 1976 à 2008, soit en 32 ans, environ 19 000 hectares de Forêt sont passés à la catégorie Non-forêt et selon le modèle de CA_Markov (C dans le tableau 44), modèle qui a obtenu la meilleure évaluation dans le chapitre précédent, dans les 32 années séparant 2008 de 2040, 12 339 hectares passent de Forêt à Non-forêt. Avec le modèle A, le deuxième mieux évalué, le changement est d’un peu plus de 20 000 hectares, assez proche de la variation observée entre 1976 et 2008. En observant tous les modèles, le changement atteint jusqu’à 30 467 hectares pour la simulation D, basée sur la date d’apprentissage 2001-2008 qui enregistre le plus élevé taux de déforestation (Figure 93) et où il y a eu une augmentation du nombre de terres huiliches restituées par l’Etat.

En calculant les taux de déforestation pour ces extrapolations et en les comparant aux taux obtenus à partir des dates observés, il en découle que les taux simulés sont un peu inférieurs à la réalité observée (Tableau 45). Par exemple, alors que pour les dates observées les taux fluctuent entre 0,18 et 0,42 % an⁻¹, pour 2040 les modèles proposent des taux entre 0,10 et 0,29 % an⁻¹. Les modèles basés sur les années 2001-2008 ont des taux plus élevés, étant influencés par la plus grande perte de forêt au cours de ces années, bien que la simulation B n'a pas d'une répartition spatiale définie, comme le reste des autres modèles. Cette période a également enregistré une augmentation du nombre de terres huiliches restituées par l’Etat.

Nombre d'années	Dates et modèles	Taux (% an ⁻¹)
7	2001-2008	-0.42
15	1986-2001	-0.20
25	1976-2001	-0.18
32	1976-2008	-0.24
32	(A) LCM 1986-2001	-0.12
32	(B) LCM 2001-2008	-0.29
32	(C) CA_Markov 1976-2001	-0.09
32	(D) CA_Markov 2001-2008	-0.29

Tableau 45 : Taux de déforestation observés pour différentes dates et simulés pour 2040

Sur la figure 139, on présente les nouvelles zones sans forêt pour 2040, c’est-à-dire les zones qui ont changée de Forêt en 2008 à Non-forêt en 2040. A l'exception du modèle B – qui est plus dispersé – le *patron* spatial de distribution des nouvelles zones déboisées est concentré au centre de l'axe Nord - Sud et aussi à travers les vallées littorales. Quelques nouvelles zones apparaissent aussi à l'Est et Nord qui remontent par le piedmont. Dans les zones plus élevées - dans les *alerzales* - le surgissement de nouvelles taches déboisées n'est pas très significatif, ce qui

ne signale pas pour autant qu'il n'existe aucune superficie avec de perte de forêt. Les cercles sur la figure 139 montrent quelques alerzales avec déforestation.

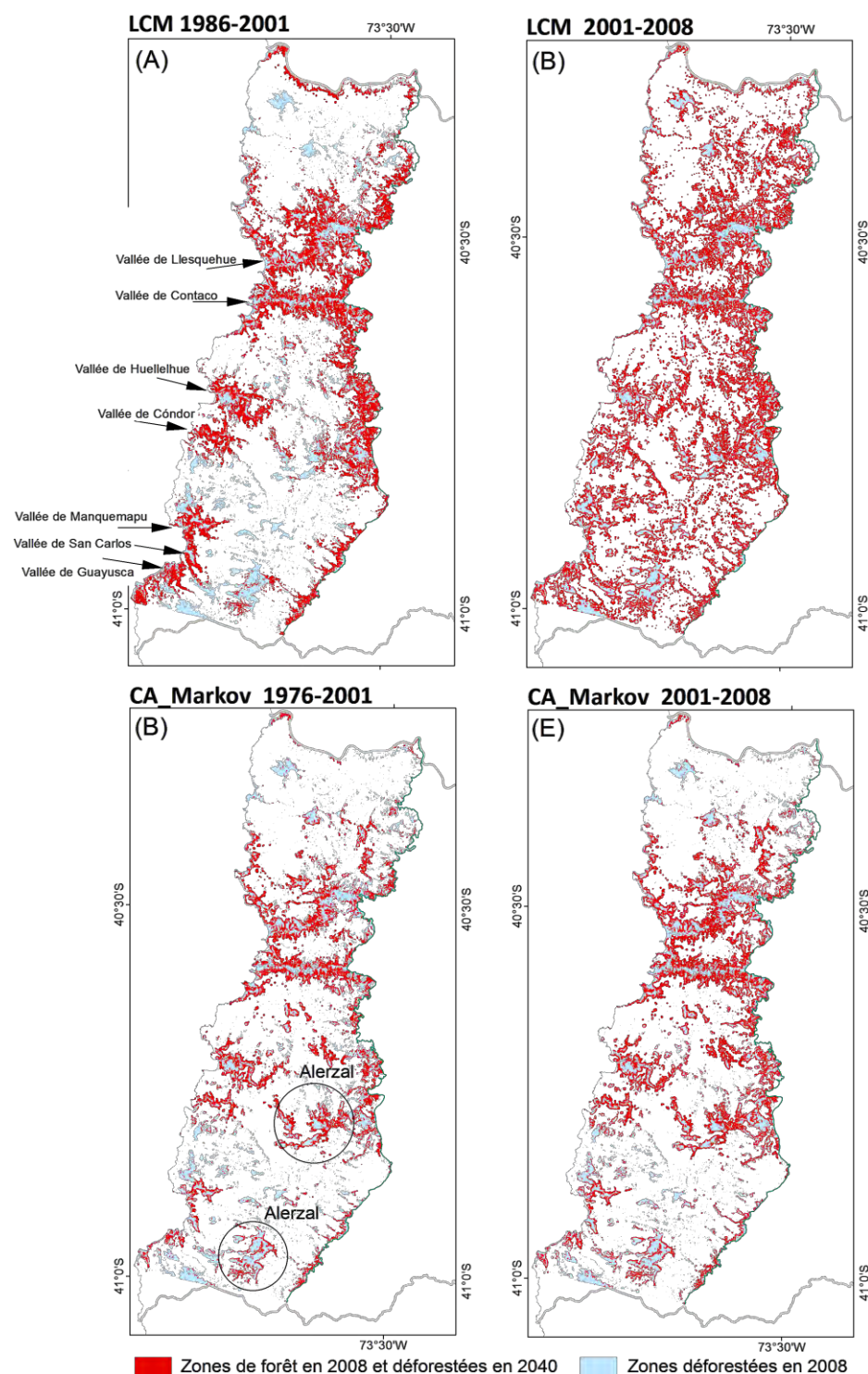


Figure 139 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déboisées pour 2040, simulées par quatre modèles : LCM7601→2040 ; LCM0108→2040 ; CA_Markov7601→2040 ; CA_Markov0108→2040 (Les cercles montrent quelques alerzales avec déforestation).

Spatialement, les nouvelles zones déboisées sont générées à contiguïté de surfaces déjà sans forêt en 2008 et, par conséquent, localisées sur les secteurs liés à la vie humaine – que nous

avons vu dans les chapitres précédents : logements, routes, zones de pâturage et zones habitées. Les espaces déboisés depuis l'intérieur d'une forêt sans contact avec la Non-forêt sont en minorité (Figure 139). Cela renforce l'une des idées soulevées ici dans les hypothèses, relative à ce que l'avancement de la destruction des forêts fonctionne en élargissant le front de déforestation à partir du processus d'extraction de bois de chauffage, qui prépare le chemin pour l'introduction d'animaux et permet ainsi le renforcement et la consolidation d'espaces ouverts, ce qui constitue un processus d'exploitation de l'environnement composé du duo extraction-pâturage et est supporté sur la base de l'économie paysanne de subsistance. Newton *et al.* (2009) ont comparativement étudié deux forêts mexicaines et deux chiliennes, au Chili l'une est située au centre du pays et l'autre au Sud, dans la cordillère de la Costa de la Province de Llanquihue ; parmi les résultats ils ont trouvé « *que les effets de bord ont été influencés par des perturbations humaines dans les fragments forestiers, comme la collecte de bois de chauffage et le pastoralisme* ». Ici, lors de l'analyse de la contiguïté entre les parcelles représentant la perte de forêts entre 2008 et 2040 et à partir du périmètre des taches de déforestation en 2008, nous avons calculé que 6283 kilomètres des 6 770 km de bords des nouvelles taches déboisées pour 2040 sont en contact avec les zones déboisées en 2008 (Tableau 46), soit 92 % des bords de la nouvelle déforestation de 2040 ont un contact de voisinage avec la surface qui était déjà déboisée en 2008, dans les 8% restants, la plupart des zones correspondent à superficies surgissant de l'intérieur de la forêt. En d'autres termes, la majorité des nouvelles zones déboisées pour 2040 sont conçues à partir de zones déboisées auparavant.

	Périmètre (km)
Changement de Forêt réelle 2008 à Non-forêt 2040	6 770
Taches de Non-forêt en 2008 qui touchent les taches qui sont passé de Forêt en 2008 à Non-forêt en 2040	6 238

Tableau 46 : Périmètre des taches de Non-forêt en 2008 qui touchent les polygones qui sont passés de Forêt à Non-forêt de 2008 à 2040. Selon le modèle LCM-1986+2001 (Figure 139A).

Une synthèse des simulations faites pour 2040 est présentée dans la figure 140. Elle montre les nouvelles zones déboisées pour 2040 qui sont présentes simultanément dans les quatre modèles. On peut voir encore plus clairement les zones de forêt de 2008 plus amenées à perdre probablement de leur forêt dans le futur. Les zones de vallées, en amont, et près des logements ou de routes ont particulièrement marquées par le changement, surtout autour des fleuves Contaco et Llesquehue. Dans les alerzales le changement n'est pas si marqué, mais on voit au sud de la zone d'étude, une déforestation située aux alentours des taches. De plus, les zones de piémont à l'Est, exposées à la précordillère présentent aussi des zones déboisées. Le total de ces surfaces est de 5 795 hectares, ce qui représente 4 % de la forêt en 2008.

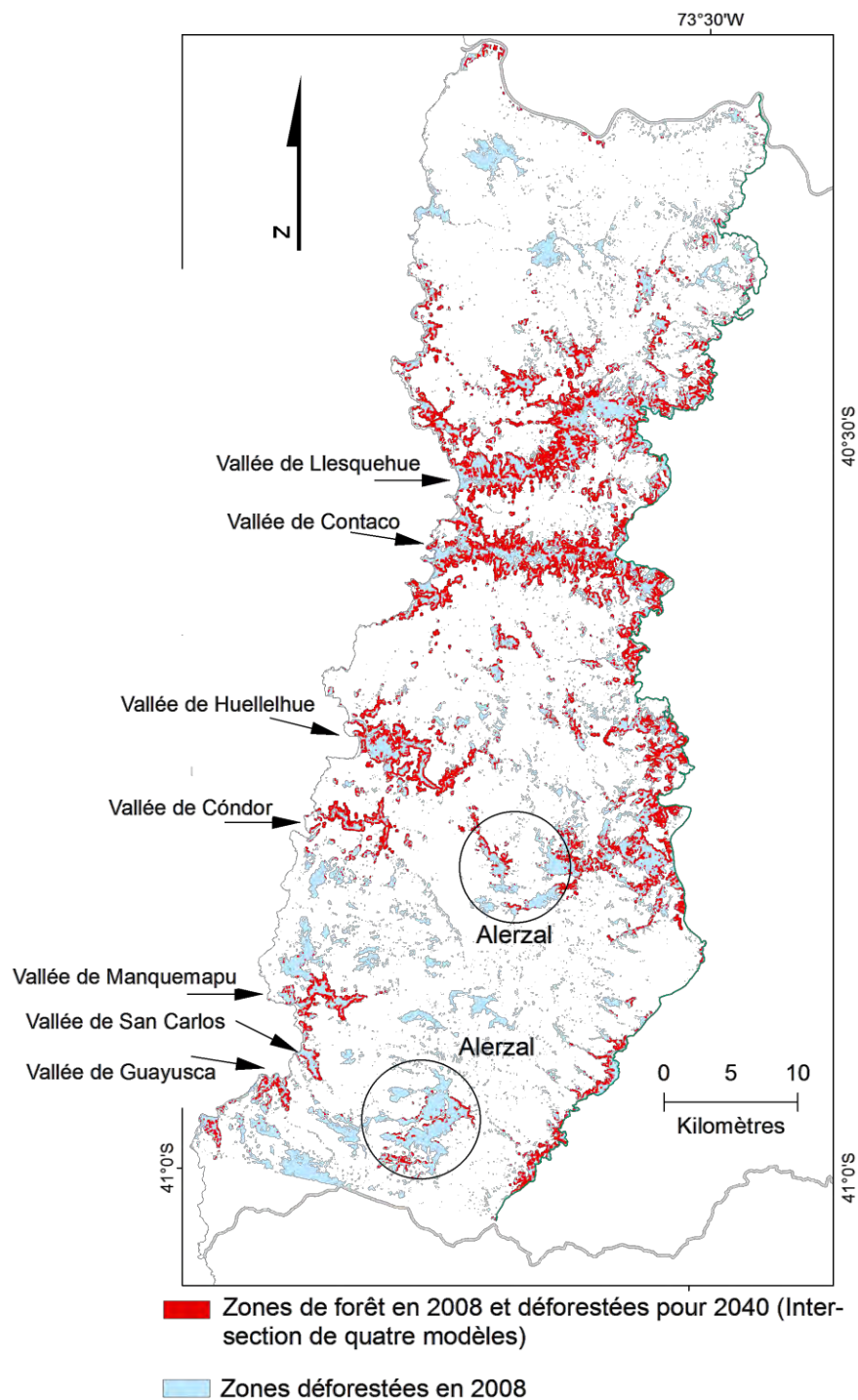


Figure 140 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déboisées pour 2040 par quatre modèles : $(\text{LCM7601} \rightarrow 2040) \cap (\text{LCM0108} \rightarrow 2040) \cap (\text{CA_Markov7601} \rightarrow 2040) \cap (\text{Markov0108} \rightarrow 2040)$ (Les cercles montrent quelques alerzales avec déforestation).

11.1.2 Escenario 2. Tendance corrigée : la déforestation est décélérée

Le scénario suivant correspond à une variation du scénario tendanciel précédent, et s'interroge sur les modifications par rapport au scénario ci-dessus, si le cours de la déforestation varie positivement, c'est-à-dire que si les taux de déforestation sont réduits? Les questions sont particulièrement orientées à identifier les surfaces changeantes, et à reconnaître la transformation et localisation des zones de récupération de forêt. Nous pensons que le scénario le plus probable correspond aux hypothèses de l'étape précédente et nous nous intéressons maintenant à explorer ce qui pourrait arriver si nous nous comportons différemment de la norme des dernières années, à partir du présent et dans le futur. Les raisons d'explorer cet avenir ne sont pas absurdes, car il existe certains signes qui se visualisent dans le présent qui peuvent se comporter comme éléments déclencheurs d'une évolution différente. Pour ce faire, nous nous situons techniquement dans un moment du présent, et à partir de là nous modifierons le montant de changement de la dynamique pour voir ensuite quel cours suit la déforestation – et la récupération – dans l'espace vers l'horizon 2040.

Hypothèses

Concrètement le scénario est caractérisé par la récupération de la surface de forêt native, où l'augmentation est alimentée par la diminution des prairies et des zones de matorral (Non-forêt). Il repose sur une situation future dans laquelle les agriculteurs de la zone dans son ensemble et les autres acteurs liés au territoire atteignent effectivement un développement qui rend compatible le profit des services écologiques et la conservation des ressources naturelles.

Ce scénario est associé à un ensemble complexe de variables et à des événements qui, combinés, pourraient conduire à la situation projetée. Bien que plus incertain que le scénario précédent, il n'est pas pour autant improbable de penser qu'un certain nombre de variables et d'événements peuvent être orientés au contrôle de la déforestation d'espaces à l'échelle local. On pourrait envisager par exemple un modèle de développement local adéquat dans lequel les petits agriculteurs sont engagés dans un processus de développement durable, sur un territoire dont l'organisation de l'espace est construite de manière participative pour permettre la coexistence de la conservation, la production et le peuplement. À cet égard, le président du réseau des petits propriétaires de forêts natives de l'Araucanie dit ce qui suit : « *Nous continuons d'insister sur le fait que nous sommes responsables de cette préservation de l'environnement et de la conservation de nos forêts, mais nous voulons aussi participer à ce qui est la loi, faire partie d'elle, présenter nos projets et nos besoins et je pense que c'est essentiel. Je pense qu'il est important que notre opinion soit connue* »⁶².

Dans ce processus, les intervenants internes et externes sont encadrés et liés par les lignes directrices d'une politique qui guide la gestion efficace des ressources. « *Les acteurs stratégiques peuvent essayer de contourner les limites des institutions existantes et créer de nouvelles institutions qui correspondent à leurs intérêts. Mais les institutions restent les principaux*

⁶² Remarque de Constanza Martínez en Revista Bosque Nativo 52: 29, 2013 : "Gabriel Pérez, presidente de la red de propietarios de bosques nativos de la Araucanía insiste sobre el DL 701: La ley actual nos convierte en ladrones de nosotros mismos".

mécanismes à la disposition de la médiation, pour nuancer, atténuer, structurer, modeler, accentuer, et faciliter l'obtention de résultats et actions particuliers (Ensminger, 1992; Alston, Eggertsson and North, 1996; Agrawal, 1995b; Gibson, 1999). Cela se passe si le changement est radical, modéré ou incrémentiel » (Agrawal et Gibson, 1999).

Des études ont montré que l'hypothèse qui postule que la croissance économique, l'urbanisation croissante et l'exode de la population rurale vont résoudre des problèmes de déforestation (ou d'autres problèmes environnementaux) n'est pas toujours vraie. L'idée est que ce processus mènera éventuellement à un tel niveau de revenu que celui-ci aura un impact positif sur la réduction de la déforestation, que les producteurs vont introduire la technologie et faire des fermes avec une production plus intensive pour faire partie de l'économie capitaliste. Il semble que ce moment n'est pas encore arrivé dans la zone d'étude. Angelsen et Kaimowitz (1999) et Rudel (1998 et 2009) montrent que la corrélation entre la variation de la couverture forestière, le revenu par habitant et le degré d'urbanisation/industrialisation au niveau national est faible et ils appellent à examiner cette position soigneusement et à envisager la force opérationnelle politique et sociale dans l'utilisation et planification du sol pour réduire la déforestation. Perfecto et Vandermeer (2010), ont examiné plusieurs cas dans les forêts du Costa Rica, du Salvador, du Panama, d'Argentine et du Mexique, où ils trouvent que la déforestation se poursuit malgré le fait que plusieurs des suppositions de cette hypothèse sont remplies : exode de la population, intensification des centres urbains industriels et agricoles. Ces auteurs ont proposé un modèle alternatif qui cherche à construire et à maintenir les paysages ruraux (tropicaux), pour assurer la distribution sociale des produits, biens et services, sur la base d'une matrice agro-sylvo-pastorale qui intègre l'habitat pour les espèces sauvages, la production agricole, l'élevage et foresterie, et qui garantit l'approvisionnement familial et le renversement du système de l'élevage extensif : *« l'agriculture durable à petite échelle en tant que partie intégrante des paysages tropicaux, [est] susceptible de conserver la biodiversité à long terme. D'autre part, les petits agriculteurs sont les plus susceptibles d'adopter des technologies agricoles durables, car ils utilisent peu ou pas d'intrants externes et utilisent localement et naturellement les matériaux disponibles, en générant des agroécosystèmes qui sont plus diversifiés et résistant au stress des technologies à forte intensité capitaliste »* (Perfecto et Vandermeer, 2010, p.5790).

Face au peu de preuves montrant l'efficacité que peut avoir l'approche de la conservation des ressources naturelles à partir d'une politique de l'Etat, verticale et centraliste, il est presque naturel de proposer un scénario basé sur des hypothèses alternatives impliquant un réseau d'acteurs locaux concertés pour mettre en œuvre un modèle de développement durable qui reconnaît que les acteurs qui utilisent et interagissent directement avec les ressources naturelles sont les mieux placés pour faire face à sa protection (Agrawal et Gibson, 1999). Pour ces auteurs la supposition implicite derrière ce point de vue est que les collectivités sont incitées à utiliser les ressources de manière non durable quand elles ne sont pas impliquées dans la gestion des ressources. Si les communautés sont impliquées dans la conservation, les prestations qu'elles reçoivent vont créer des incitations pour qu'elles deviennent de bons intendants des ressources.

Dans ce scénario la présence d'institutions gouvernementales locales et régionales est indispensable ; celles-ci règlent l'accomplissement et la prévalence des principes qui encouragent les communautés à adopter les pratiques d'utilisation durable des forêts qui ont été décidées : *« L'autorité pour établir des règles, définit qui a le droit d'accéder, d'utiliser et conserver les ressources et aussi l'exclusion des autres qui exercent ces activités. Cela inclut également la*

détermination de la capacité de transférer les droits ci-dessus. La mise en œuvre de l'autorité, implique des droits et des capacités pour mesurer et surveiller l'utilisation des ressources, et préciser les sanctions contre ceux qui violent les règles. Pour résoudre les conflits, l'autorité inclut les droits et les capacités pour assurer que les sanctions sont remplies, et de statuer en cas de conflit. » (op cit., p.638). L'obligation d'assurer la certification du bois pourrait par exemple faire partie des actions des institutions de l'Etat en tant que « *Systèmes de gestion mis en œuvre, sur la base du fonctionnement quotidien des dynamiques des commerçants* » (Neira, 2011). La certification de la production forestière pourrait être très importante pour une gestion durable ; au Chili en 2003 on crée le Système National de Certification du Bois de Chauffage⁶³, dont les efforts se concentrent sur l'intégration d'améliorations dans le système actuel de commercialisation de bois de chauffage afin de minimiser l'impact négatif sur les forêts naturelles et de réduire la pollution de l'air dans les villes du centre-sud du pays (op cit.). On s'attend à ce que ce système intègre de plus en plus les commerçants, les producteurs et les consommateurs de bois dans un marché plus formel, qui ajoute de la valeur au produit, par l'amélioration de l'efficacité de la gestion des forêts et la protection de l'environnement (Photo 17). Des expériences dans d'autres pays montrent l'intérêt que peuvent susciter de telles initiatives, Otero et Maluenda il y a quelques années (1998) notaient que : « *Actuellement, la demande de produits certifiés est en croissance dans le monde entier. Un exemple intéressant est le dénommé "Groupe 1995 Plus", formé au Royaume-Uni en 1995 avec le soutien du Fonds mondial pour la nature (WWF). Ce groupe d'acheteurs comprend plus de 87 entreprises membres et a un chiffre d'affaires annuel qui approche les 4 milliards de dollars, soit 14 % de la consommation totale de bois au Royaume-Uni (et qui équivaut à un commerce annuel du bois de 7 millions de m³).* »



Fotografía N°3, Venta de Leña Certificada en Ferreterías y Supermercados de Valdivia.

Photo 17 : Publicité pour la vente du bois de chauffage certifié d'un commerçant de la ville de Valdivia, Région de Los Ríos, Chili (Source : Revista Recurso Madera N°3 - Octobre 2008,

⁶³ Sistema Nacional de Certificación de Leña. Disponible sur : <http://www.lena.cl/> Consulté le 10 de juillet 2014.

disponible sur : http://www.lena.cl/download/documentos/documentos-tecnicos/Recurso_Madera_Volumen_3.pdf, consulté le 10 de juillet 2014).

Au Chili l'usage du bois de chauffage dans les villes du sud, incite de plus en plus à la discussion et la préoccupation autour des préjudices de la contamination atmosphérique provoquée par la combustion du bois de chauffage. Cette situation pourrait dans une certaine mesure stimuler, dans le futur, le découragement de la citoyenneté à utiliser du bois de chauffage. La ville d'Osorno n'a pas été étrangère à cette situation, en effet, en 2012 la ville a été déclarée comme zone saturée à cause de la contamination atmosphérique provoquée par l'usage de bois de chauffage (Figure 141) ce qui a conduit à la recherche de changements dans la conduite de la population au moyen des actions concrètes comme le reflète le Plan de Développement Communal d'Osorno 2010-2017 : « *En effet, le fait que la ville ait été déclarée zone saturée a impliqué la mise en place de Plans de Décontamination, selon l'établit la Loi de Bases de l'Environnement, lesquels visent à améliorer tant la qualité de vie des personnes, que l'environnement de la ville. Selon les renseignements obtenus, le développement de ce plan sera élaboré pendant l'année 2013 par l'ensemble des services publics, les représentants de la citoyenneté et la Secrétaire d'Environnement de la Région de Los Lagos et sera financé par des ressources mises à disposition par le Ministère de l'Environnement.* » (CLIODINAMICA, 2013, p.106).



Figure 141 : Article sur la déclaration de la ville d'Osorno comme zone saturée par la pollution de l'air en 2012, publiée le 25 juillet 2012 (Source : Journal *La Tercera*, disponible sur : <http://diario.latercera.com/2012/07/25/01/contenido/pais/31-114502-9-declaran-a-osorno-zona-saturada-por-dos-contaminantes.shtml>, consulté le 10 de juillet 2014).

Dans ce scénario, on suppose également que l'autorité est efficace en termes de l'application adéquate et la surveillance des plans de gestion des forêts. Ainsi, un élément important qui devrait contribuer à la reprise ou l'arrêt de la déforestation est la nouvelle loi forestière promulguée en 2008, qui vise à être un « *outil efficace pour le développement durable*

du secteur forestier dans notre pays »⁶⁴. Cette loi prévoit un fond concurrentiel à travers de concours⁶⁵ « pour la conservation, la valorisation et la gestion durable des forêts natives » (Article 22, loi 20283). Grâce à ce fonds sera attribué un bonus destiné à contribuer à défrayer le coût des activités qui favorisent la récupération, la gestion, la valorisation ou la protection des forêts naturelles. Bien que la loi n'ait pas eu un grand impact jusqu'à cette date – notamment parce qu'il y a existé un intérêt à demander de fonds, mais que dans la pratique l'exécution des activités pour lesquelles ces fonds ont été demandés a été rare – nous supposons dans ce scénario une attitude proactive des parties prenantes, ce qui conduira à ce que la loi connaisse des améliorations qui rendront les avantages plus attractifs pour les petits agriculteurs. « *Les perceptions que le groupe de petits propriétaires a par rapport à la Loi sont positives en ce qui concerne l'objectif de conserver la forêt, mais diminuent quant au niveau de satisfaction par rapport à son adéquation à la réalité rurale, au montant de la bonification et à la procédure ou aux formalités* »⁶⁶ (Figure 142).



Figure 142 : Article sur le fond de subvention de la nouvelle loi forestière (Source : Journal Austral de la Araucanía. Disponible sur : http://www.australtemuco.cl/prontus4_noticias/site/artic/20100727/pags/20100727033302.htm l, consulté le 10 juillet 2014).

Pour encourager l'utilisation du *Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo*, le soutien doit, de plus, aller de pair avec d'autres subventions qui permettent au petit agriculteur de supporter les coûts d'attente du boisement, puisque le fonds est applicable sur les forêts en formation et sans ces subventions, l'activité ne serait rentable qu' à la

⁶⁴ Des mots écrits en 2007 par Eduardo Ruiz-Tagle Vial, Directeur Exécutif de CONAF, dans le prologue de la publication "Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal y reglamentos, ley número 20.283"

⁶⁵ "Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo" (Loi 20 283).

⁶⁶ Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo. Evaluación del Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo (Ley N°20.283). Resumen ejecutivo. Disponible sur: file:///D:/Bibliographie/Foret/GESTION_y_PLANIFICACION/Evaluacion_LBN_20283_junio_2013.pdf. Consulté le 10 juillet 2014.

fin de la rotation, situation qui dans le cas des petits agriculteurs est économiquement difficile à supporter. Neira et Rivas en 2013, soumettent des propositions pour améliorer les performances du Fonds sur la base de l'évaluation des résultats, tels que l'adéquation des valeurs d'incitation selon les particularités géographiques locales, la diversification des instruments de promotion pour les petits paysans, la mise en place d'avances financières pour s'assurer des revenus fournis pour la foresterie, ainsi que d'autres moyens d'accroître la rentabilité des agriculteurs et leur intérêt à faire usage du Fonds.

Alors, pour proposer un scénario de durabilité où les petits paysans participent activement du processus de développement, nous devons d'abord résoudre d'autres obstacles auxquels les petits paysans doivent faire face pour déployer un développement durable. Les uns sont liés à l'accès aux allocations et aux prêts octroyés par les agences de l'État (cf. 6.3.4), qui implique de résoudre l'assainissement de titres de possession de terres, par exemple à travers les outils dont la loi indigène dispose pour assigner des terres aux indigènes (Loi indigène 19253). Plusieurs des bénéficiaires des allocations et d'assistance technique, destinées aux petits paysans, qui sont accordées par des institutions techniques de l'État (voir tableau 8), exigent comme condition d'avoir régularisé la propriété de la terre. Cette loi fournit un fonds (*Fondo Tierras y Aguas Indígenas*) qui a déjà contribué à l'expansion des terres mapuche, en permettant l'acquisition d'une partie des terres revendiquées par les communautés autochtones, en particulier pendant les années 2000. Cependant, postérieurement, le rythme de l'acquisition a été plus lent, car les ressources sont rares et le mécanisme d'achat a favorisé la spéculation. Malgré la lenteur et les critiques au modèle d'achat de terres, qui selon quelques organisations a « *résulté être insuffisant* »⁶⁷, on peut penser que cette situation pourrait connaître quelques changements. Précisément au cours de l'année présente, le Pouvoir exécutif a annoncé la création d'une nouvelle politique de terres pour les peuples originaires, du moins ainsi peut-on comprendre les mots du directeur national de la CONADI (Alberto Pizarro Chafilao) : « *il existe un engagement de la présidente Michelle Bachelet pour avancer plus rapidement dans l'acquisition de terres, et nous, en tant que CONADI, nous sommes déterminés à l'accomplir* » (Journal El Mercurio de Santiago, 22 juin 2014 ; figure 143). L'exécutif fait valoir que les chiffres pour l'achat et la régularisation des terres indigènes vont augmenter « *sensiblement* » chaque année (*op cit.*).

⁶⁷ Commentaire sur le site internet du *Centro de Documentación Mapuche*, Ñuke Mapu, disponible sur : <http://www.mapuche.info/>, consulté le 10 juillet 2014

Con el objetivo de satisfacer la demanda indígena: Ejecutivo prepara nueva política de entrega de tierras y aumento de compra de terrenos

Se buscará que el presupuesto para la adquisición de espacios para los pueblos originarios sea más alto en 2015, y que este aumente de manera anual.

Por José Antonio

En conjunto con la consulta indígena —proceso que se iniciará el próximo martes— el Ejecutivo también prepara la creación de una nueva política de tierras para los pueblos originarios, la cual comenzará a ser implementada a partir de 2015.

El nuevo sistema será uno de los contenidos que abordará el proceso de consulta y está siendo trabajado por la Conadi en conjunto con el Consejo de Renta Indígena, el cual cuenta con representantes de los diferentes pueblos indígenas.

En el Ejecutivo dicen que el objetivo es que a partir del próximo año se aumente el presupuesto fiscal para la compra de tierras. Actualmente, el Estado a través de la Conadi adquiere terrenos privados y éstos son transferidos a comunidades indígenas.

El Gobierno de Sebastián Piñera

dejó para el presupuesto de 2014, 40 mil millones de pesos para la compra de terrenos, lo que equivale a unas 10 mil hectáreas. El fin de este nuevo mandato es que la cifra presupuestaria aumente "considerablemente" año a año, hasta que ya no se genere demanda indígena de terrenos. En La Araucanía, existen 3.200 comunidades mapuches y 450 de ellas están en algún tipo de proceso de adquisición de tierras.

Existe el compromiso de la Presidenta Bachelet de avanzar más rápido en la adquisición de tierras y como Conadi estamos empeñados en cumplirlo", explicó el director nacional de la Conadi, Alberto Fizarro Clavilao.

La nueva política de tierras, además, pretende definir de manera clara los sectores que serán adquiridos por el Estado, asegurando habitabilidad, conectividad y sustentabilidad

de los suelos.

A esto se suma que, en el programa de la Presidenta Michelle Bachelet se plantea el estudio de "mecanismos alternativos a la compra de tierras para poder satisfacer las demandas pendientes".

Convenio

En ese sentido, el viernes, el Ministerio de Bienes Nacionales y la Conadi firmaron, un convenio que regulariza la situación de tierras fiscales que estaban siendo ocupadas por comunidades indígenas de La Araucanía.

Al respecto, el titular de Bienes Nacionales, Víctor Osorio, comentó que "hay un compromiso programático de resolver la demanda de tierras de los pueblos originarios y específicamente del pueblo mapuche".

"Acabamos de firmar un convenio

que va a tener alcance en toda la región de La Araucanía. Lo que se propone es regularizar la situación de títulos de dominio de comunidades indígenas que están ocupando actualmente territorio fiscal, y los sitios ceremoniales o sagrados que están hoy día bajo la administración de Bienes Nacionales transferidos a comunidades", explicó Osorio, quien ayer participó de una ceremonia del año nuevo mapuche en la zona y abordó la demanda de tierras con las comunidades.

Osorio explicó que "se regularizaron aproximadamente 500 casos, con una inversión de 200 millones de pesos". La siguiente etapa comentó "será hacerlo a nivel nacional" y con ello habrá un catastro de todas las propiedades fiscales que podrían ser susceptibles para ser transferidas a las comunidades indígenas.

Figure 143 : Annonce du gouvernement d'une nouvelle politique de régularisation des terres indigènes (Source : Journal El Mercurio de Santiago, 22 juin 2014)

Pour la région de Los Lagos, au cours de l'année 2014, 10 000 millions de pesos ont été affectés pour l'achat de terres indigènes, ainsi la CONADI reprend après des années la démarche de l'achat des terres, y compris les terres Huilliches (Diario Austral Osorno, 2 juillet 2014 ; figure 144).



Figure 144 : Article sur la restitution des terres autochtones dans la région de Los Lagos au cours de l'année 2014 (Source : Journal El Austral de Osorno. Disponible sur : <http://www.australosorno.cl/impresa/2014/07/02/full/4/>, consulté le 10 juillet 2014).

Du point de vue de la proactivité du réseau des acteurs, dans la réalité locale (et extra locale) il existe des acteurs, tels que certaines organisations non gouvernementales (ONG), qui cherchent à promouvoir la mise en place d'un système de développement et de planification de l'occupation du sol qui permette l'exploitation des ressources en équilibre avec la préservation des services et valeurs de l'écosystème de la zone ainsi que de ses valeurs culturelles. En ce sens, Agrawal et Gibson (1999) font valoir que certains facteurs contextuels ont focalisé l'attention des défenseurs de l'environnement dans la communauté, comme l'importance croissante des demandes autochtones et des minorités ethniques d'avoir un rôle dans la gestion de la nature, ce qui a contribué à renforcer les arguments de ceux qui prônent un rôle central de la communauté, et ainsi « *les organisations non gouvernementales (ONG) à différents niveaux politiques ont contribué à amplifier les voix des groupes locaux, autochtones et communautaires (Borda, 1985; Borghese, 1987; Bratton, 1989a) »*.

Par exemple, pour la zone d'étude, existent différentes ONG qui ont concentré leur attention sur le territoire de la cordillère littorale, en promouvant le développement durable de la zone et de ses forêts. Parmi les plus actives, se détachent la *Coalición para la Conservación de la Cordillera de la Costa*, l'*ONG Forestales por el Bosque Nativo*, l'*Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo*, le *Fondo Bosque Templado*, et le *Fonds mondial pour la nature* entre autres. Mais, il est surtout important de rappeler ce qui a été exposé au chapitre 6, sur la constitution du projet de Territoire Mapu Lahual (*Red de Parques Comunitarios Mapu Lahual*), une initiative de conservation et d'écotourisme inscrite dans une stratégie globale de développement conduite par les organisations autochtones (cf. 6.3.3). Parmi leurs stratégies, ils cherchent à développer des unités économiques durables multiproductives avec autosuffisance alimentaire, à l'instar d'autres communautés mapuche du pays, visant à « *la restauration du territoire Huilliche; des territoires ancestraux, la normalisation de la propriété des terres, l'utilisation de la marge littorale* » (Ancapán, 2011).

Mapu Lahual concerne les communautés Huilliches regroupées dans l'*Asociación Mapu Lahual*, autour de l'objectif de travailler pour le développement des communautés Mapuche-Huilliches de la Cordillera de la Costa⁶⁸. Cette initiative de gestion des forêts, comme d'autres entreprises réussies par petits agriculteurs dans les différents pays d'Amérique latine et des Caraïbes, est présentée par la FAO (2010) comme un exemple de succès dans la gestion durable des forêts, dans le livre "*Casos ejemplares de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe*" publié pendant l'Année internationale des forêts (2011).

Spatialisation et résultats

Pour effectuer la simulation spatiale du scénario, nous supposons que la surface de forêt se récupère chaque année à partir de zones de prairies et de matorral. En conséquence, nous avons intervenu les superficies de transition des matrices markoviennes. Plus précisément, nous avons inversé les montants de changement des surfaces de transition : nous avons remplacé la quantité de surface qui a changé de Forêt à Non-forêt par une transition de Non-forêt à Forêt, et vice versa. En connaissant les proportions passées de changement des matrices, nous pouvons maintenant dire que la Forêt aura plus de gain que de perte, et la couverture de Non-forêt aura une perte

⁶⁸ (Source : World Wildlife Fund, disponible sur <http://chile.panda.org>, consultée le 30 décembre 2013)

supérieure à ses gains. Les matrices originales et modifiées sont présentées dans le tableau 47 pour les quatre mêmes modèles utilisés précédemment : LCM1986+2001-2040, LCM2001+2008-2040, CA_Markov1976+2001 et CA_Markov2001+2008.

LCM 1986+2001-->2040					Matrice corrigée				
	Forêt	Non-forêt	Plantation			Forêt	Non-forêt	Plantation	
Forêt	138 275	23 480	1 360	163 115	Forêt	138 275	14 015	1 360	153 650
Non-forêt	14 015	11 783	1 336	27 134	Non-forêt	23 480	11 783	1 336	36 599
Plantation	89	76	2 580	2 745	Plantation	89	76	2 580	2 745
	152 379	35 339	5 276	192 994		161 845	25 874	5 276	192 994

LCM 2001+2008-->2040					Matrice corrigée				
	Forêt	Non-forêt	Plantation			Forêt	Non-forêt	Plantation	
Forêt	127 154	30 460	818	158 433	Forêt	127 154	17 287	818	145 259
Non-forêt	17 287	13 383	870	31 540	Non-forêt	30 460	13 383	870	44 713
Plantation	71	7	2 945	3 022	Plantation	71	7	2 945	3 022
	144 511	43 850	4 633	192 994		157 685	30 676	4 633	192 994

CA_Markov 1976+2001-->2040					Matrice corrigée				
	Forêt	Non-forêt	Plantation			Forêt	Non-forêt	Plantation	
Forêt	139 101	23 040	975	163 115	Forêt	139 101	14 431	975	154 506
Non-forêt	14 431	11 402	1 301	27 134	Non-forêt	23 040	11 402	1 301	35 743
Plantation	241	141	2 363	2 745	Plantation	241	141	2 363	2 745
	153 772	34 583	4 639	192 994		162 382	25 974	4 639	192 994

CA_Markov 2001+2008-->2040					Matrice corrigée				
	Forêt	Non-forêt	Plantation			Forêt	Non-forêt	Plantation	
Forêt	127 154	30 460	818	158 433	Forêt	138 275	14 015	1 360	153 650
Non-forêt	17 287	13 383	870	31 540	Non-forêt	23 480	11 783	1 336	36 599
Plantation	71	7	2 945	3 022	Plantation	89	76	2 580	2 745
	144 511	43 850	4 633	192 994		161 845	25 874	5 276	192 994

Tableau 47 : Matrices markoviennes de surfaces de transition originales et matrices corrigées pour la simulation du Scénario 2, par rapport aux quatre modèles.

Il est clair que les résultats montrent une augmentation de la superficie de forêt native (par rapport à 2008). La superficie des forêts en 2040, obtenue de chaque simulation, est présentée dans la figure 145 ; on y voit que la nouvelle superficie totale de forêt fluctue entre 162 et 175 mille hectares, les modèles CA_Markov étant ceux qui prévoient la plus grande augmentation de l'étendue des forêts, alors que le modèle le plus modéré est LCM2001-2008. Pour tous les modèles, les différences par rapport à la forêt de 2008 sont entre 4 000 et 17 000 hectares (Tableau 48).

		Forêt	Différence entre Forêt 2008 et Forêt 2040	Changement de Forêt réelle 2008 à Non-forêt 2040	Changement de Non-forêt réelle 2008 à Forêt 2040	Persistance de Forêt entre 2008 et 2040
Simulations pour 2040	Réel 2008	158 433				
	(A) LCM-1986+2001	164 194	5 761	12 520	19 676	144 415
	(B) LCM-2001+2008	162 806	4 373	14 449	20 233	142 574
	(C) CA_Markov-1976+2001	170 991	12 558	5 475	18 921	151 894
	(D) CA_Markov-2001+2008	175 542	17 109	3 881	21 744	153 639

Tableau 48 : Comparaison de la superficie réelle en 2008 et superficies de forêt native simulées dans un Scénario 2 à l'horizon de 2040 (en hectares). Modèles LCM et CA_Markov, par rapport aux dates de la base d'apprentissage.

Cette tendance croissante de la forêt révélée par les modèles se reflète également dans les taux de déforestation positifs, en particulier dans la simulation avec les modèles CA_Markov, CA_Markov 2001-2008 étant la simulation qui offre la plus grande différence entre les scénarios ($6 \% \text{ an}^{-1}$), tandis que dans les trois autres modèles, la différence va de $0,2$ à $0,3\% \text{ an}^{-1}$ (Tableau 49).

Taux (% an^{-1})					
Nombre d'années	Dates et modèles	Réel	Scénario 1 Tendanciel	Scénario 2 Conservateur	Différence entre les scénarios
7	2001-2008	-0.42			
15	1986-2001	0.20			
25	1976-2001	-0.18			
32	1976-2008	-0.24			
32	LCM 1986-2001		-0.12	0.11	0.23
32	LCM 2001-2008		-0.29	0.09	0.38
32	CA_Markov 1976-2001		-0.09	0.24	0.33
32	CA_Markov 2001-2008		-0.29	0.32	0.61

Tableau 49 : Taux de déforestation observés et simulés pour le Scénario 1 (tendanciel) et le Scénario 2 (conservateur).

En constatant la répartition spatiale des résultats des surfaces de forêt récupérées en 2040, on peut voir qu'il existe une certaine concentration sur les secteurs situés en altitude, certains d'entre eux correspondant aux zones d'alerzales, tandis que sur les zones plus basses (par exemple les vallées les plus peuplées: Llesquehue et Contaco) la récupération est plutôt dispersée et l'on n'apprécie pas de concentrations significatives d'aires de récupération, et on constate même dans ces vallées que l'apparition de nouvelles zones déforestées persiste (Figure 145), ce qui nous confirme la forte propension de ces zones à se détériorer. Mais dans l'ensemble, contrairement aux zones situées à proximité des secteurs d'habitation qui perdaient de la forêt en 2040 dans le Scénario 1, pour le Scénario 2 les zones de récupération tendent à se localiser plus loin de la présence humaine, du moins pas à proximité des logements ni de la ville de Bahía Mansa, mais si à proximité de sentiers qui montent les montagnes.

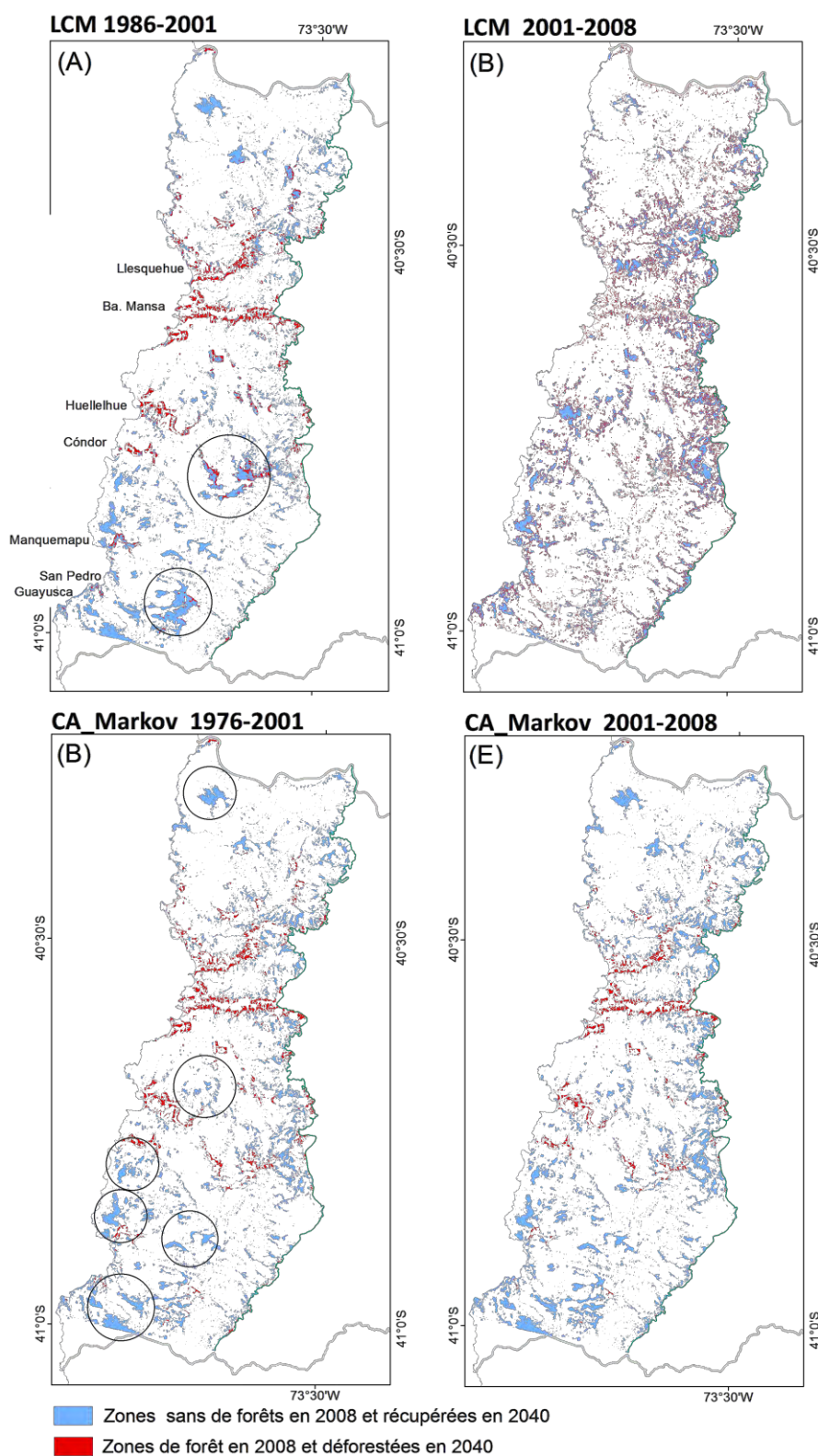


Figure 145 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déforestées pour 2040, simulées par quatre modèles pour le scénario 2 : LCM7601→2040 ; LCM0108→2040 ; CA_Markov7601→2040 ; CA_Markov0108→2040 (Les cercles correspondent à quelques alerzales qui montrent des signes de récupération pour 2040).

La figure 146 présente une synthèse de l'évolution entre 2008 et 2040 de ce scénario inverse (plus de forêt gagnée que perdue), elle contient les zones qui ont récupéré de la forêt et celles qui en ont perdu, ainsi que des zones qui ont persisté sans forêt entre les deux dates. La carte correspond au résultat de l'intersection des quatre modèles, et nous estimons que ces zones seraient plus susceptibles d'évoluer de cette manière. Visuellement, on attire l'attention sur la carte que l'apparition de zones déboisées persiste, elles sont situées autour des rivières Llesquehue et Contaco, près de la ville de Bahía Mansa et sur les bords de la rivière Huelhellhue, toutes à proximité des lieux avec majeure concentration de population. Ces nouvelles zones de déforestation pour 2040 atteignent une superficie de 2 510 hectares, alors que dans le scénario de tendance précédente, elles s'étendent sur 5 795 hectares (également à partir de l'intersection des quatre modèles).

En outre, les zones qui récupèrent de la forêt (forêt qui n'était pas en 2008) correspondent à 11 425 hectares, ce qui représente 6 % de la superficie totale de la zone d'étude. Comme indiqué précédemment, il s'agit généralement de superficies relativement éloignées des lieux habités et situées plutôt en hauteur, beaucoup d'entre elles associées à l'environnement des alerzales ou très proches d'eux. En analysant les superficies de récupération à l'intérieur des taches d'alerce du Cadastre forestier de la CONAF (que nous utilisons pour modéliser la végétation des alerzales) on constate que 2 725 hectares de forêt récupérée y sont comprises, c'est-à-dire qu'au moins 24 % des zones avec récupération de forêts en 2040 sont associées aux alerzales. Dans la zone au Nord de Manquemapu on peut observer quelques zones remarquables de récupération d'alerzales ; il s'agit de végétation sur les pentes exposées vers la mer, qui ont été très endommagées à cause d'incendies. Dans le Scénario tendanciel 1, les secteurs récupérés de forêt (dans la carte de l'intersection des 4 simulations) couvriraient une superficie de 3 165 hectares, soit environ 8 000 hectares moins que dans ce scénario.

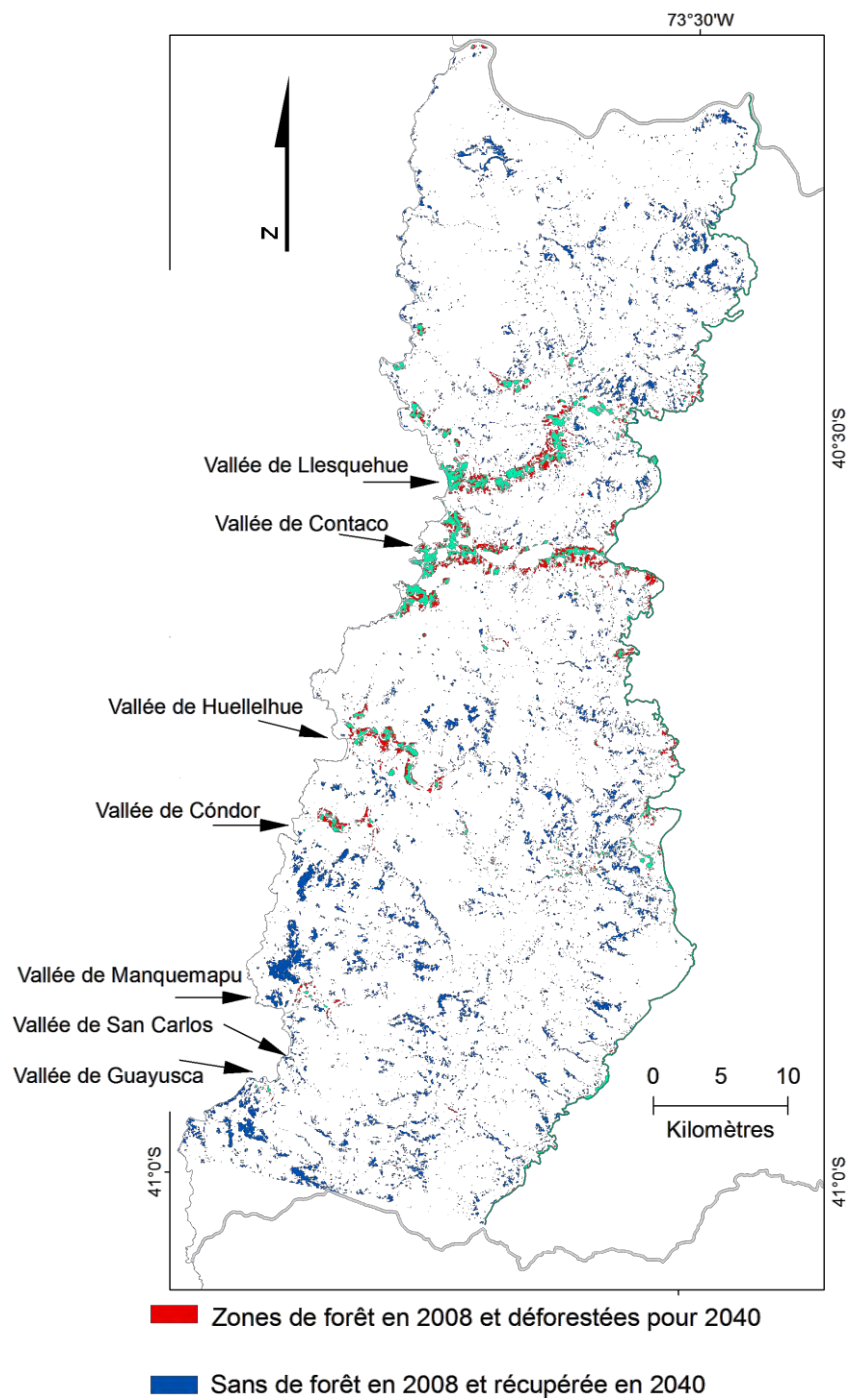


Figure 146 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déforestées pour le scénario 2 vers l'horizon 2040, simulées par quatre modèles : $(LCM7601 \rightarrow 2040) \cap (LCM0108 \rightarrow 2040) \cap (CA_Markov7601 \rightarrow 2040) \cap (Markov0108 \rightarrow 2040)$.

11.2 Scénario des plantations forestières

11.2.1 Scénario 3. L'étendue des plantations forestières

Les superficies des grands propriétaires n'expérimentent pas de fortes variations et les petites plantations de paysans s'étendent.

Ce scénario vise à explorer quelle pourrait être la situation de l'expansion future des plantations si l'interprétation de l'actuelle dynamique observée se maintient à l'avenir, sans aucune rupture radicale qui changerait l'évolution actuelle de l'occupation de l'espace. On se demande quels sont les espaces les plus probables sur lesquels les plantations pourraient s'étendre ? Dans quelle quantité ? L'observation et l'interprétation de la dynamique et du contexte où la foresterie industrielle est développée dans les zones sur lesquelles se trouve la population mapuche, nous conduit à projeter que les plantations d'entreprises dans l'aire étude ne devraient pas augmenter plus de ce qu'elles croissent actuellement, en revanche les plantations des petits producteurs pourraient augmenter de façon plus significative – en superficie et nombre – en particulier autour de la route U-40.

Les actuelles plantations de monocultures de la zone d'étude sont distribuées spatialement surtout vers l'Est, au pied de la cordillère, zone qui pourrait être entendue comme un front d'avance vers l'Ouest de la substitution de la forêt, mais ici il est clair que le progrès est limité par les changements des conditions de la topographie, du climat et de la propriété des terres, ce qui ralentit l'expansion des plantations commerciales de grandes (et moyennes) entreprises. D'une part, la question de la réclamation de terres est toujours présente, et transcende même l'échelle locale et régionale pour rejoindre les conflits des communautés de la région de l'Araucanie, qui réclament aujourd'hui les terres avec plus de force, ce qui est devenu un sujet d'envergure nationale. Dans de nombreux cas la demande est exercée sur les terres qui sont aux mains de sociétés qui exploitent le territoire : *« Les conflits ethno-environnementaux au cours des dernières décennies qui ont été localisés dans les territoires mapuche sont liés à la construction des investissements hydroélectriques, miniers et à l'expansion forestière »* (Molina, 2013), ce qui a créé un climat d'instabilité entre les communautés autochtones et les compagnies forestières, et freine l'expansion de l'industrie. Pour Labra (2001, in Maestripieri, 2012) cette situation a *« généré l'incertitude pour les investissements forestiers et une perte progressive de confiance des entrepreneurs du secteur. En général, les entreprises forestières ont vu augmenter les coûts dus à l'augmentation des dépenses en matière de sécurité et de protection des forêts contre la menace d'attaques »*.

En outre, à la réclamation de terres et à la demande de plus en plus croissante d'autonomie pour la gestion des ressources naturelles de la part des paysans d'origine indigène, s'ajoute la revalorisation par la citoyenneté des espaces naturels et de ses services écologiques, ce qui a également contribué à donner plus de valeur à la terre.

Le processus de restitution et d'achat de terres réalisé par l'Etat depuis la fin des années 1990, a également affecté les coûts de l'expansion territoriale du secteur de l'industrie forestière, car le processus a donné lieu à des spéculations sur la terre et donc à l'augmentation de son prix. Dans les mots de Molina, on voit que depuis les premières restitutions des terres, le processus a commencé à apparaître comme une activité commerciale faite pour tirer profit du marché : *« L'élargissement des terres indigènes est devenu une partie du jeu de l'offre et de la demande »*.

avec les propriétaires privés. Pour ce faire, la Loi Indigène a créé le Fonds de Terres et d'Eaux Indigènes, qui doit acquérir les terrains, souvent à des prix gonflés » (Molina, 2013). Oscar Enghdal, gérant sylvicole de Forestal Anchile (interviewé par Maestripieri, 2012), note que son entreprise n'a plus d'intérêt à planter dans la commune de San Juan de la Costa : « *Forestal Anchile n'achète plus, car aujourd'hui, le terrain est très cher* ». L'article 13 de la loi indigène est également très important dans cette dynamique, car il interdit la vente des terres autochtones : « *... ne pourront pas être aliénées, saisies, taxées, ni acquises par prescription, sauf entre communautés ou personnes de la même ethnie* » (Ley Indígena 19253).

Par conséquent, à partir de l'examen des questions soulevées ci-dessus, il est valide d'imaginer qu'il est peu probable que la zone d'étude connaisse une augmentation significative de l'expansion territoriale de plantations sur des terres achetées par les entreprises. Notre hypothèse est que la croissance de l'activité permettra seulement de maximiser l'espace jusqu'à une limite contigüe aux espaces déjà occupés, dans les plantations autour des rives du Rio Bueno (au Nord de la zone d'étude) et les plantations situées vers l'Est, au pied des pentes de la montagne où elles s'étendent vers la précordillère.

Où les plantations pourraient-elles s'étendre dans la zone d'étude? Nous supposons dans ce scénario que ce sera sur les terrains des mêmes paysans. À ce sujet l'ancien directeur exécutif de la CONAF remarquait en 2013 : « *La terre qui reste, pour planter, est essentiellement aux mains de petits [paysans]* »⁶⁹. Dans la zone d'étude, les grandes exploitations de plantations sont rares, mais des plantations à charge de petits paysans existent déjà, elles sont réduites en superficie et peu nombreuses, même si elles ont augmenté dans les dernières décennies et sont distribuées presque exclusivement le long de la voie U-40 qui relie San Juan de la Costa avec Osorno (Figure 147).

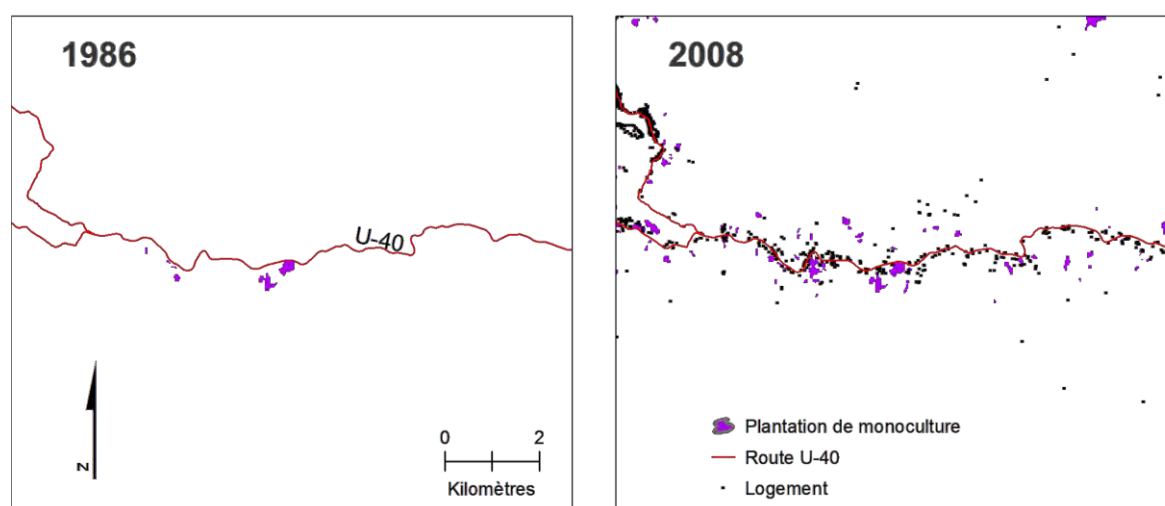


Figure 147 : Evolution de plantations forestières de monocultures appartenant à de petits paysans réparties le long de la route U-40 dans la commune de San Juan de La Costa, en 1986 et 2008 (Source : élaboré par l'auteur à partir de classification d'images Landsat).

⁶⁹ Entretien à Eduardo Vial (ancien directeur exécutif de CONAF) publiée le 12 de novembre de 2013 en Revue Lignum. Disponible en : <http://www.lignum.cl/2013/11/12/conaf-aboga-por-una-rapida-aprobacion-del-dl-701/> ; consultée le 10 de juillet de 2014.

Ainsi, dans plusieurs zones forestières du pays où habitent de petits agriculteurs d'origine mapuche, des accords souscrits entre l'autorité forestière (CONAF) et les entreprises forestières ont été mis en œuvre pour fournir "gratuitement" aux petits agriculteurs des plants d'espèces exotiques telles que le pin et l'eucalyptus. Tel est le cas par exemple de *Forestal Anchile Ltda.* qui « a signé un accord de coopération avec les programmes de boisement rural à travers de la CONAF »⁷⁰. Parallèlement la *Corporación Chilena de la Madera*, CORMA (association qui rassemble les entrepreneurs du secteur de la foresterie), a aussi favorisé l'inclusion des petits agriculteurs dans la chaîne de l'industrie de la cellulose : « Est déjà en cours le Troisième Plan Quinquennal du Programme de Boisement rural (2010 - 2014), qui depuis 14 ans pousse la Corporación Chilena de la Madera (Corma) à améliorer l'afforestation sur des sols dégradés par de petits paysans [...] »⁷¹.

En conclusion, nous voyons donc que l'un des moyens disponibles, pour que les grandes entreprises puissent déployer leurs ressources forestières et donc augmenter leur production, est de s'appuyer sur les petits agriculteurs : « En considérant que le patrimoine forestier des grandes entreprises est pratiquement épuisé dans les régions VII et X Régions pour acquérir de grands terrains, l'expansion vise à intégrer parallèlement les secteurs des agriculteurs et Mapuches pour qu'ils deviennent forestiers » (Seguel, 2010 in Maestripieri, 2012).

Bien sûr que nous savons que le scénario ici projeté est seulement probable, et qu'il peut parfaitement être nuancé selon la tournure que pourraient prendre de nombreuses variables et événements, parmi lesquels se trouve un élément essentiel qui se rapporte aux bénéfices réels que les petits producteurs obtiennent de l'investissement qu'ils font en plantant. En effet, le boisement des petites parcelles signifie qu'il faut attendre plus de dix ans pour les retours, ce qui est une situation difficile pour les petits agriculteurs qui ont peu de capital, et en ce sens cette activité peut être considérée comme non rentable pour les agriculteurs. C'est pourquoi, pour soutenir cette hypothèse on considère que l'Etat apporte une aide financière remarquable, particulièrement à travers le décret 701 qui promeut le boisement (cf., 4.5). Ce décret qui a commencé à opérer depuis 1974 a expiré le 1er Janvier 2011 et jusqu'à aujourd'hui son renouvellement et l'approbation sont attendus au Parlement ; évidemment, ce scénario est basé sur l'approbation future de ce décret, et sous les conditions minimales que les autorités forestières l'entendent : « il est nécessaire d'informer nos utilisateurs que tous les efforts sont réalisés pour accélérer le traitement d'une nouvelle loi de promotion forestière, qui nous permette de poursuivre le paiement des incitations au reboisement »⁷².

La pression qu'exerce l'industrie qui agit dans la région pour accéder aux espaces dépendra à son tour des variations du marché mondial, puisque les plantations de monocultures sont liées à l'industrie de la cellulose et du papier, qui dépend de l'échelle globale (cf., 4.5). Les variations du marché global auront un impact sur la dynamique que peut suivre l'activité à l'échelle nationale, et aussi, dans notre cas, à l'échelle locale. Par conséquent ce scénario assume

⁷⁰ SmartWood, 2006. Resumen Público de Certificación de Forestal Anchile Ltda. Disponible sur: <http://www.rainforest-alliance.org/forestry/documents/forestalanchilepubsum05SPA1.pdf> ; consulté le 10 juillet 2014.

⁷¹ Bosques para Chile, 2014.

Disponible sur : <http://www.bosquesparachile.cl/bosques.asp?id=317&ids=618&idq=625&pagina=2> ; consulté le 10 juillet 2014.

⁷² CONAF, 2014. Disponible sur : <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/plantaciones-forestales/dl-701-y-sus-reglamentos/> ; consulté le 10 juillet 2014.

aussi qu'il existera une croissance de l'industrie mondiale qui stimulera la croissance de l'industrie au Chili. À cet égard, en 2013 *Paper, Film & Foil converter* (PFFC) annonçait pour l'industrie du papier que « *Les tendances mondiales sont prometteuses pour le long terme. Les dynamiques sous-jacentes du marché font état d'une forte croissance à long terme entraînée par des pratiques durables de la chaîne d'approvisionnement, l'absence de produits de remplacement, et à la demande croissante des consommateurs dans les pays en développement, notamment la Chine* »⁷³. Fernando Raga, président de CORMA note à cet égard que « *la demande chinoise a un rôle très important dans le marché de la pâte, et elle explique la plupart de la dynamique de ce marché pour le Chili* »⁷⁴.

Nous comprenons que l'industrie mondiale passe par des ajustements et des adaptations aux dynamiques du marché, ce qui peut entraîner des variations pour l'industrie nationale. À l'heure actuelle, l'industrie exige l'innovation dans les processus et l'utilisation efficace des matières premières, ces innovations seront essentielles pour réduire davantage les coûts et améliorer l'impact environnemental ainsi que la génération de nouvelles sources de revenus découlant de nouvelles utilisations ou fibres de remplacement et de la biomasse. Mais apparemment, face aux changements, aujourd'hui les entrepreneurs chiliens sont perçus comme optimistes pour s'adapter et prêts à investir pour réaliser une telle adaptation. Concernant la production de pâte à papier, Fernando Raga notait en janvier de 2014, que le « *Chili s'appuie sur des points forts, en ayant des installations modernes, avec une haute technologie et des processus efficaces. Par ailleurs, le coût des matières premières est compétitif, en raison de la productivité des plantations forestières* »⁷⁵.

Comme nous le savons, la plupart des plantations dans la zone d'étude – et au Chili – sont liées à la cellulose, qui à son tour dépend principalement de la consommation de papier dans le monde et de son rapport en termes de prix face à d'autres produits substitués. L'avènement de la transmission électronique et le stockage numérique de l'information a eu un impact négatif sur la demande de papier d'impression et d'écriture (Pricewaterhouse Coopers, 2010, p.3)⁷⁶, pourtant, l'industrie mondiale et celle du Chili a continué de croître (cf., 4.5). Heloisa Dórea présidente de *Forestry Products Marketing* (FPM) suggère que « *pour faire face à l'instabilité des marchés et aux fluctuations de prix, la meilleure solution à moyen et long terme pour le Chili est "ouvrir de nouveaux marchés qui ont des taux élevés de perspectives de croissance de la demande que sont les pays d'Europe de l'Est, le Moyen-Orient, l'Inde et l'Afrique, qui seront de bonnes options dans le futur* »⁷⁷, Elle ajoute également que le Chili a la distinction d'être le « *plus grand producteur de produits forestiers en Amérique latine, connu pour sa production de pâte à papier, de papier et des produits forestiers en général. En outre, malgré la difficulté à trouver de nouvelles zones à planter au Chili et le fait que pour les producteurs forestiers la possibilité de s'agrandir est limitée à certaines zones, la croissance forestière du pays ne s'est pas arrêtée, et les investissements chiliens dans d'autres pays le démontrent* » et « *pour les entreprises en Amérique*

⁷³ <http://www.pffc-online.com/flexpack/substrates/11025-market-forecast-paper-industry-outlook-for-2013>

⁷⁴ <http://www.lignum.cl/reportajes/panorama-mundial-de-la-celulosa-tendencia-al-alza/>

⁷⁵ Lignum, 2014. Magazine en ligne disponible sur : <http://www.lignum.cl/reportajes/panorama-mundial-de-la-celulosa-tendencia-al-alza/> ; consulté le 10 juillet 2014.

⁷⁶ CEO Perspectives CEO Perspectives, 2010 Viewpoints of CEOs in the forest, paper & packaging industry worldwide. PricewaterhouseCoopers, 2010 Edition, p.3

⁷⁷ Lignum, 2014. Magazine en ligne disponible sur : <http://www.lignum.cl/reportajes/panorama-mundial-de-la-celulosa-tendencia-al-alza/> ; consulté le 10 juillet 2014.

latine, où les avantages concurrentiels de la production de pâte à papier sont évidents, il ne fait aucun doute qu'il restera un enjeu sûr ».

Spatialisation et résultats

Selon la moyenne calculée à partir des quatre modèles, d'ici à 2040 il y aurait près de 4 860 hectares de plantations, ce qui signifie une superficie de croissance de 60 % par rapport à 2008. La surface de ces quatre simulations sont assez semblables les unes aux autres, seul le modèle LCM1986+2001 détermine une zone un peu plus étendue (Figure 148).

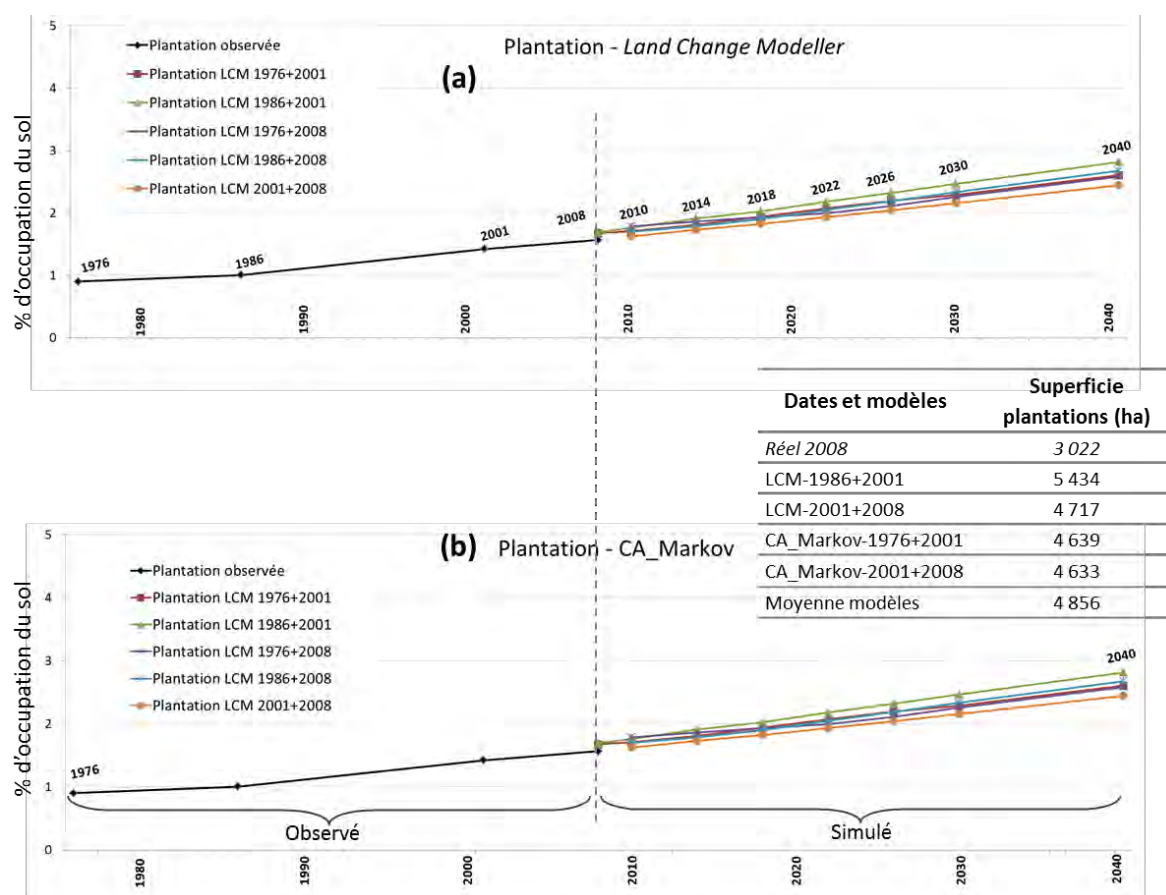


Figure 148 : Courbes et superficies de plantations dans un scénario à l'horizon de 2040. Différents modèles LCM et CA_Markov par rapport aux dates de la base d'apprentissage.

Les résultats des simulations sont bien compatibles avec l'hypothèse de départ ; le centre de la zone d'étude, en particulier autour de la route U-40, est l'endroit où des concentrations de nouvelles plantations apparaissent, par la conversion des terres de prairies et matorrales (Figure 149). On trouve également d'autres zones liées à la conversion de zones prairies et matorrales vers des plantations de monocultures, comme Punotro, secteur lui aussi habité par des paysans indigènes. Dans les deux secteurs, on peut trouver des terres indigènes déjà régularisées. D'autre part, on observe aussi de nouvelles petites plantations résultant de la conversion de Non-forêt à plantation, qui sont situées à l'Est, au pied de la montagne, en particulier au Sud de la route U-40. En général, toutes ces nouvelles plantations sont nées adjacentes aux plantations existantes en 2008, mais les modèles basés sur LCM simulent également pour 2040 quelques plantations apparaissant sans avoir eu auparavant une plantation contigüe.

Les nouvelles plantations de grands propriétaires, telles que les terres de l'Hacienda Trinidad – au Nord de la zone d'étude – ne montrent pas de croissances très significatives, et en général, elles sont le produit de la conversion directe depuis la forêt native, qui s'étendent sur les côtés des anciennes zones déjà plantées et en amont, surtout en interprétant à partir du modèle LCM1986-2001.

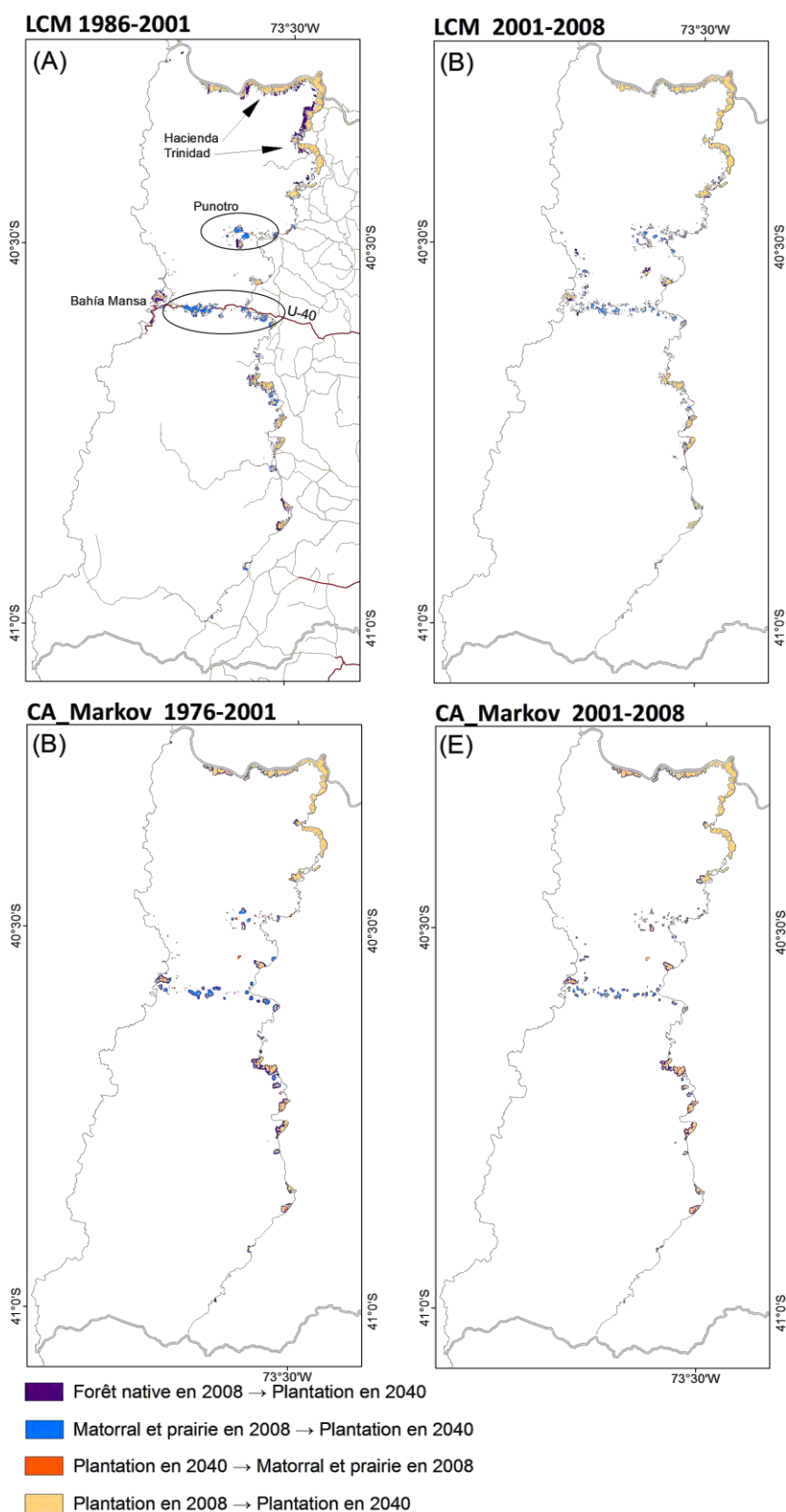


Figure 149 : Zones avec changements et constances des plantations entre ce qui a été observé en 2008 et la simulation du scénario 3 à l’horizon 2040 effectuée à partir de quatre modèles : LCM7601→2040 ; LCM0108→2040 ; CA_Markov7601→2040 ; CA_Markov0108→2040.

L'analyse simultanée des quatre modèles, à partir de l'intersection des cartes, montre que les zones les plus susceptibles de devenir plantations dans le futur sont situées au bord de la route U-40, et correspondent à la concentration de plusieurs petites nouvelles plantations liées à des parcelles paysannes.

Il est nécessaire de remarquer qu'au Sud-Est de Bahía Mansa, près de la rive de la mer, certaines plantations sont observées, mais en réalité, il s'agit d'une zone qui, au cours de la modélisation a été interprétée comme plantation, tandis qu'elle est une formation de forêt native, d'environ 70 hectares, dont 60 ont été ici reconnus comme plantation qui a persisté et 10 convertis de forêt à plantation.

De l'intersection que nous avons effectué, on a calculé que toutes les simulations ont projeté une superficie commune de 145 hectares pour les zones qui changent entre 2008 et 2040 depuis matorral et prairie à plantation, alors que le changement de forêt à plantation est seulement de 40 hectares, à laquelle nous devons soustraire 10, comme on l'a commenté dans le paragraphe précédent.

Les plantations de grands propriétaires, situées à l'Est et au Nord de la zone d'étude, observées à travers l'intersection des quatre modèles (contrairement à certains modèles individuels), montrent des croissances négligeables pour 2040, ce qui répond dans une certaine mesure à l'hypothèse que les grandes plantations ne s'étendront pas facilement à l'intérieur de la zone d'étude. Par exemple, entre 2008 et 2040 la propriété Hacienda Trinidad au Nord de la zone d'étude (marquée par des flèches sur la figure 150), agrandit sa superficie de plantations de seulement 23 hectares, contre une superficie de persistance de plantations entre ces deux dates de 1 840 hectares, c'est-à-dire que la croissance équivaut à 1,3 % des plantations qui ont persisté. Cependant, si nous analysons les plantations de petits paysans inclus dans la figure 150A, où ont persisté 35 hectares, les nouvelles surfaces qui surgissent en 2040 sont aussi de 23 hectares, mais cette somme équivaut à 66 % de la surface des plantations qui ont persisté. Il faut rappeler que nous parlons de zones qui résultent de l'intersection de quatre modèles, de sorte que l'opération a relativement réduit les surfaces, mais ce que nous cherchons à identifier ici sont plutôt les tendances les plus probables.

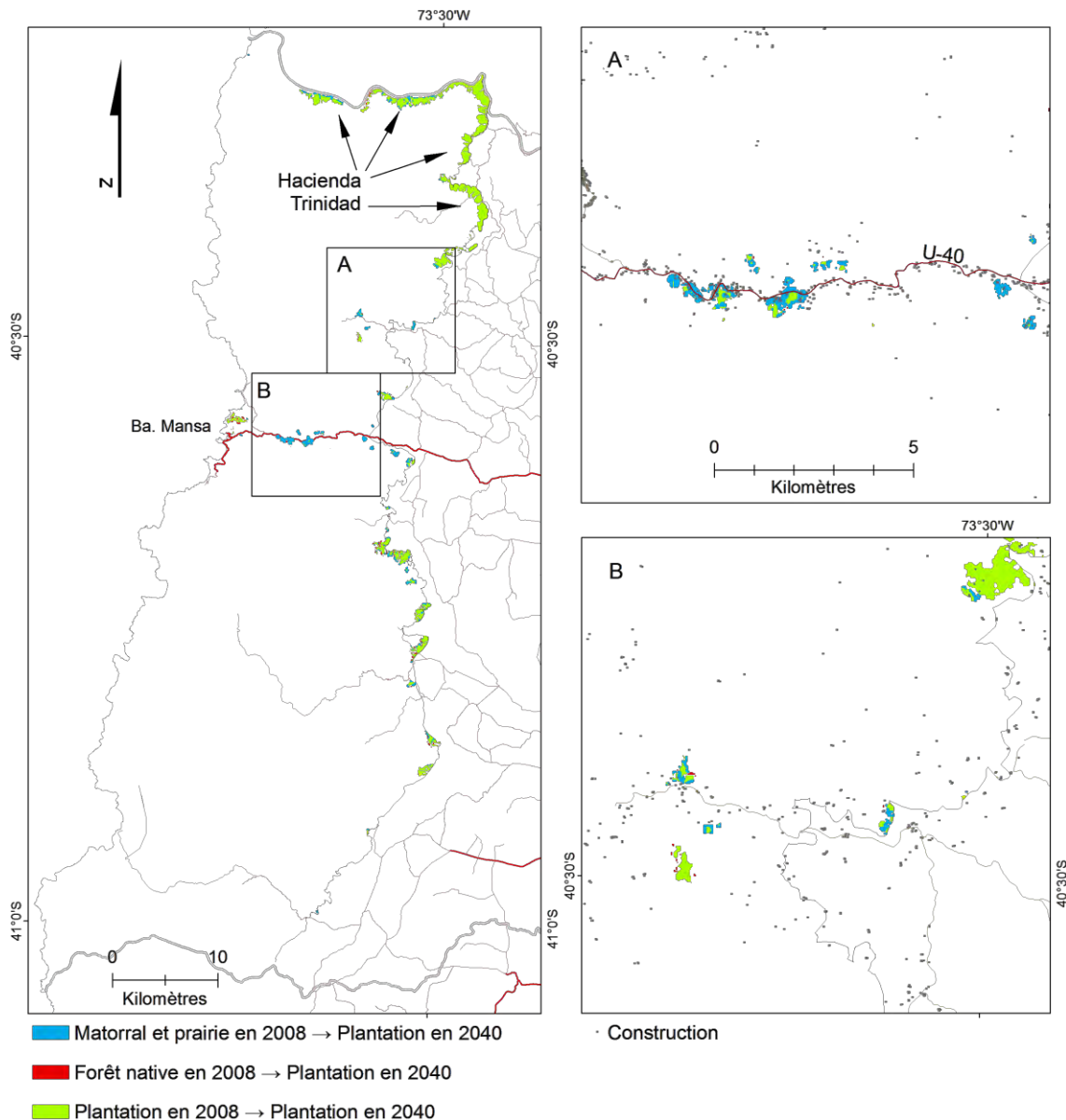


Figure 150 : Zones avec changements et constances des plantations entre ce qui a été observé en 2008 et la simulation du scénario 3 à l'horizon 2040. Intersection des simulations de quatre modèles : $(LCM7601 \rightarrow 2040) \cap (LCM0108 \rightarrow 2040) \cap (CA_Markov7601 \rightarrow 2040) \cap (Markov0108 \rightarrow 2040)$.

11.3 Scénarios de la détérioration des alerzales

Dans cette section nous simulerons pour l'horizon de 2040, avec *Land Change Modeller*, deux scénarios de référence, construits à partir de deux modèles différenciés selon l'une des transitions temporelles utilisées au cours de la phase d'entraînement. Bien que la dynamique spatiale de la végétation détériorée des alerzales, au cours des 22 années qui courent entre 1986 et 2008, ait été en hausse, une petite baisse est observée entre 2001 et 2008, en conséquence de quoi l'augmentation est déterminée surtout par la croissance de superficie détériorée entre 1986 et 2001.

Ainsi, le premier scénario est simulé par le modèle qui repose sur la transition 1986-2001 et, à partir de celui-ci on extrapole la tendance observée de la dynamique de détérioration/non-détérioration. En considérant l'augmentation nette de la couverture en détérioration entre ces années, on suppose un scénario défavorable pour la récupération de l'écosystème, qui entraînera des changements sur la qualité de la végétation de tous les alerzales, avec un solde négatif pour la superficie non détériorée et la conséquente réduction de son étendue. Le deuxième scénario repose sur la dynamique plus récente, de 2001 à 2008, et en se basant sur l'observation du comportement en baisse de la détérioration observée entre ces années, on suppose que ce scénario sera plus favorable à la récupération de tous les alerzales. Il se caractérise par un bilan positif entre les catégories de détérioration (détériorée/non-détériorée) à faveur de la croissance de zones non-détériorées, et en conséquence il pourrait finalement s'exprimer par la réduction de la surface endommagée de chacun des alerzales.

Finalement, les scénarios questionnent ce qui se passerait si nous continuons à nous comporter de la même façon que dans la période de détérioration accrue de la végétation, observée entre 1986 et 2001, et inversement, ce qui succéderait si l'on suit le chemin de réduction de la détérioration, comme observé entre 2001 et 2008 ?

11.3.1 Scénario 4. La végétation des alerzales continue à se détériorer progressivement selon ce qui a été observé entre 1986 et 2001

Il s'agit d'un scénario à l'horizon de 2040, qui cherche à refléter la possible répartition spatiale future de la couverture de végétation détériorée/non-détériorée, à partir de la supposition que l'évolution se poursuivra en fonction de certaines tendances spatio-temporelles passées reposant sur des pratiques déterminées de gestion et conservation de l'alerce, qui sont elles-mêmes en grande partie liées à la permanence des conditions et règles imposées par les acteurs politico-institutionnels. Concrètement le scénario pose que la végétation du milieu forestier de l'alerce continue à se détériorer et que le processus de rétablissement de la végétation est entravé par les perturbations anthropiques continues, soit par le transit et pâturage des animaux, soit l'exploitation de l'alerce vivant ou mort et les éventuels incendies intentionnels, tout cela se déroulant sous un cadre institutionnel politique qui ne parvient pas à retenir ou renverser cette situation.

Comme nous l'avons vu au cours de la thèse, l'exploitation de l'alerce commence dès l'arrivée des Espagnols, mais plus particulièrement dans l'habitat de la zone d'étude, l'extraction constante et massive n'arrive qu'au milieu du XX^e siècle, à charge des entreprises et propriétaires chiliens qui se sont appropriés des terres huilliches, bien qu'auparavant, dès la fin du XIX^e siècle, certains alerzales spécifiques avaient déjà été exploités pendant quelques années par des entreprises privées, mais de manière moins intense et sur une extension moindre (Molina *et al.*, 2006). L'exploitation intense, irrationnelle et sans limites – à feu et coupe à blanc – a diminué vers la fin des années 1970, produit de l'interdiction d'extraction et de commercialisation en raison du décret 490 de 1976 (cf. 6.2.3). Les traces de tout ce processus sont visibles jusqu'à ce jour, et c'est pourquoi dans le cadre de cette thèse, nous avons préféré de parler du milieu – potentiel – de l'alerce plus que de forêts d'alerce, puisqu'actuellement les lieux de forêts adultes bien structurées sont très rares à l'intérieur de l'aire d'étude. Une grande partie de la surface est recouverte d'une végétation secondaire (surtout matorral) ou d'alerces morts ou en régénération ;

Premoli *et al.*, en 2004 (en citant à Veblen et Ashton, 1982, à Cortés, 1990 et à Lara *et al.*, 1999b) soulignent que pour la Cordillera de la Costa « *on a décrit la colonisation de Fitzroya dans des aires perturbées par incendies de faible intensité sur des secteurs d'altitudes élevées* », cependant, les auteurs également ajoutent que « *les études disponibles montrent que la régénération d'alerce est faible ou nulle après les feux de haute intensité, la coupe à blanc ou le floreo* »⁷⁸. Par ailleurs, Molina *et al.*, (2006) analysent les alerzales de la Cordillère de la Costa d'Osorno et constatent que la régénération est en général élevée, même si certains *alerzales* ont une faible régénération. Donoso affirme l'existence de régénération dans les forêts d'alerces de la Cordillère de la Costa, en particulier dans les clairières des altitudes plus élevées: « *La régénération de F. cupressoides est aussi réussie, dans les forêts littorales toujours humides et claires où Fitzroya est associé à Tepualia stipularis et P. uviferum sur une couche de Sphagnum* » (Donoso, 1993, p.400) et « *Sur les sites où le couvert forestier est fermé ou le sous-bois est très dense, il n'y a pas de régénération* » (Donoso, 1993, p.400, en citant à Ramírez et Riveros, 1975, Veblen et Ashton, 1982 et Donoso *et al.*, 1993).

Toutefois, ce processus de régénération naturelle est altérée de façon permanente – dans certains alerzales plus que dans d'autres – par le transit et l'alimentation du bétail, et aussi par la recherche et l'exploitation des arbres morts et parfois aussi d'alerces vivants. Car, bien que l'espèce ait été déclarée monument naturel et qu'elle soit protégée par la *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction* (CITES), l'exportation, l'exploitation et les perturbations d'origine anthropique continuent (Lara, 2000, Pizarro et Zolezzi., 2004).

D'une part, la permission de profiter de l'alerce mort exprimée dans le décret 490 et l'existence de la réserve de bois mort à exploiter que l'État chilien a incorporé à la CITES, sont deux exceptions permettant d'extraire et de commercialiser le bois de ce conifère, qui parallèlement entraînent et stimulent la perturbation de l'habitat et l'extraction de l'arbre vivant. Il est reconnu que certains incendies ont été causés intentionnellement pour obtenir les approbations de la CONAF pour extraire "légalement" l'alerce mort. À cet égard, Wolodarsky-Franke et Lara (2003, p.20) se réfèrent comme suit : « *Cela a stimulé la coupe illégale et les incendies intentionnels des forêts d'alerce pour ainsi générer du "bois mort" qui peut être utilisé et vendu "légalement"* ». Aussi, au sujet des incendies et de l'approbation des plans de gestion, l'exposé par le ministre de l'agriculture pour le Rapport de la Commission d'Enquête sur la Coupe Illégale d'Alerce, demandé par la Chambre de députés en 2004, rend compte des conséquences de ces exceptions : « *la CONAF autorise explicitement l'approbation d'un plan d'extraction du bois d'alerce dans des endroits mêmes où il existe des preuves qu'il y a eu un incendie intentionnel. C'est-à-dire qu'on a déformé l'esprit du décret suprême 490. Pour cette raison, ils ont approuvé des plans de gestion dans des zones où de toute évidence il y a eu des incendies intentionnels. Cela a provoqué ce cercle vicieux : incendies, plans d'extraction, commercialisation et destruction interne de la ressource* »⁷⁹.

Par exemple un cas – parmi d'autres – dans la cordillère, qui reflète l'intérêt pour l'exploitation et vente d'alerce, a eu lieu au cours de la décennie de 2000 dans le cadre d'un procès judiciaire au cours duquel la CONAF et le propriétaire d'une grande propriété foncière (réclamée

⁷⁸ "Floreo" se réfère à la pratique de sélection et d'extraction des meilleures espèces d'arbres de la forêt.

⁷⁹ Cámara de Diputados. Legislatura 352^a, extraordinaria. Sesión 44^a, le jeudi 20 janvier 2005.

par la population autochtone) accusent les paysans des communes de Purranque (province d'Osorno) et Fresia (province de Llanquihue) d'extraire illégalement l'alerce. En 2004 le verdict a été le suivant : « *À la suite de la visite, il a été découvert de façon concluante la coupe non autorisée de 2 172 espèces d'arbres d'alerce [...]. Cette coupe non autorisée effectuée dans l'aire audité a impliqué un total d'environ 112 263 pouces d'alerce vivant* ».⁸⁰ Cependant, en juillet 2002, le même grand propriétaire (Comandari) avait déjà sollicité à la CONAF un plan d'extraction d'alerce pour un grand volume d'arbres morts (220 000 pouces de poutres ; 40 000 poteaux de 4 à 7 mètres et 100 000 poteaux de 8 mètres), ce qui signifiait un volume de récolte de 2 327 arbres en moyenne par hectare. « *Dans toute la surface concernée par la demande d'extraction elle signifiait un total de 14 645 arbres* »⁸¹, équivalant à 450m³ par hectare, alors que pendant les années 1999 et 2000 les plans d'extraction dans la région impliquaient des volumes moyens de 25,7 m³ ; finalement la CONAF a refusé la permission (Figure 151). Mais ces actions de la CONAF ne sont pas toujours possibles, car la capacité réelle de contrôle et fiscalisation n'est pas suffisante, comme il a été souligné en 2004 dans le même Rapport sur la coupe illégale d'Alerce cité dans le paragraphe précédent : « *dans ce sens, la coupe illégale d'alerce est manifestement restée en évidence, ainsi qu'également le manque de contrôle et la vulnérabilité des systèmes de contrôle appliqués par la Conaf pendant les dernières années* »⁸². Pour Wolodarsky-Franke et Lara (2003, p.20) la CONAF « *est responsable de la protection des forêts natives au Chili, mais elle dispose de ressources financières et humaines insuffisantes pour mener à bien un contrôle effectif* ».



Figure 151 : Nouvelle sur l'extraction illégale d'alerce en 2004 dans la Cordillère de La Costa, communes de Fresia et Purranque (Journal El Mostrador, 20 mai 2004, disponible sur : <http://www.elmostrador.cl>, consulté le 11 juillet 2014).

Ce scénario suppose aussi que le processus de régénération versus perturbation humaine persiste de la même manière : l'approbation de plans de gestion et la faiblesse du cadre politico-institutionnel ne contribue pas ni favorise l'émergence de nouvelles initiatives de conservation

⁸⁰ Sentence dictée par le Deuxième Tribunal de Policie Local de la ville de Puerto Montt (folios 606 à 638 du dossier), 24 juin 2004.

⁸¹ Journal El Mostrador, 20 mai 2004, disponible sur : <http://www.elmostrador.cl/>, consulté le 11 juillet 2014.

⁸² Cámara de Diputados. Legislatura 352ª, extraordinaria. Sesión 44ª, le jeudi 20 janvier 2005.

pour arrêter ou inverser le processus de déclin de *Fitzroya*, en conséquence certains petits agriculteurs et d'autres plus grands propriétaires privés, sur la cordillère, continuent à extraire et vendre du bois, autorisés "légalement" par la CONAF au moyen des *Planes de extracción de Alerce* (Figure 152), les animaux continuent à circuler librement pour se nourrir des alerzales, et d'éventuels incendies intentionnels surviennent.

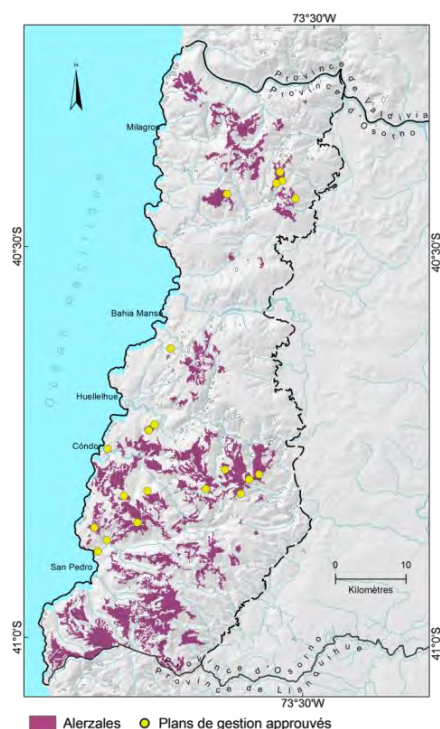


Figure 152 : Plans de gestion approuvés pour l'extraction du bois d'Alerce mort, accordés entre Janvier 2011 et Mars 2012 (Source : Cartographie élaborée à partir de base de données obtenue directement du siège CONAF en 2013)

De plus, il n'est pas absurde d'imaginer que cette situation pourrait même se trouver accentuée par la conduite de l'Etat. À cet égard, certaines organisations et scientifiques ont mis en cause l'effectivité du modèle forestier mené pour l'Etat au fil du temps pour remédier la situation problématique de la conservation de l'Alerce (Lara, 2000 ; Reyes et Lobos, 2000 ; Pizarro et Zolezzi, 2004).

Quant à la protection réelle et effective de l'Alerce, les actions de régulation et conservation du conifère entreprises par l'Etat chilien ont fait partie d'un processus parfois erratique et même préjudiciable pour la conservation de l'Alerce. Lorsque le décret 490 a été promulgué en 1976, il a en fait réellement commencé à opérer un an après, lors de sa publication dans le Journal officiel, et ce temps d'attente a permis une période d'exploitation intense (Pizarro et Zolezzi, 2004) ; de plus quelques années avant, lorsque l'Alerce avait été inscrit à l'Annexe I de la CITES, l'initiative n'était pas due à l'Etat du Chili, mais faite à la demande de l'Argentine. Postérieurement, en 1983, le Chili a réussi à exclure de la Convention la réserve des arbres morts de la Cordillère de la Costa, et même entre 1985 et 1987 a voulu exclure de CITES une nouvelle réserve, située dans les montagnes des Andes, mais ce projet a finalement échoué. En Novembre

2003, le Décret 525 a été promulgué, et rapidement il a été publié dans le Journal officiel en Décembre de la même année (beaucoup plus vite que la publication du décret 490). Ce décret a autorisé la coupe des espèces déclarées monument naturel, comme l'Alerce et d'autres espèces d'arbres (telle que la millénaire *Araucaria araucana*) : « *La Corporación Nacional Forestal pourra, exceptionnellement, autoriser la coupe ou l'élimination des exemplaires des espèces forestières déclarées Monument Naturel* ». Même récemment, en Novembre 2009, on a promulgué le décret suprême 654, exonérant du Décret 490, qui permettait la coupe (et la destruction) de l'habitat des espèces déclarées monuments naturels (tel que l'alerce) : « *la Corporación Nacional Forestal pourra exceptionnellement autoriser l'intervention ou l'altération de l'habitat des individus d'espèces forestières indiquées dans les décrets [des espèces déclarées monument naturel], qui font partie d'une forêt native* »⁸³. Suite à l'opposition à ce décret par les organisations environnementales, il a été abrogé en 2011.

Spatialisation et résultats

La simulation de ce scénario est effectuée en extrapolant pour 2040 la dynamique des deux états de qualité de la végétation des alerzales : Détériorée et Non-détériorée, à partir du modèle LCM entraîné sur la base de la dynamique observée entre 1986 et 2001.

L'analyse des résultats, montre que l'aire de végétation dégradée en 2040 couvre 19 % de la superficie de l'ensemble de tous les alerzales, ce qui équivaut à une étendue de 4 977 hectares qui représentent une diminution des zones sans détérioration de 476 hectares par rapport à la surface qui était observée en 2008 (Figure 153). Ce changement montre qu'annuellement les zones de détérioration augmenteraient en moyenne d'environ 15 hectares, ce qui dans tous les cas est une variation annuelle inférieure à celle observée entre 1986 et 2001 (qui était la base d'entraînement utilisée par le modèle de cette simulation), mais qui surpasse la surface endommagée en 1976.

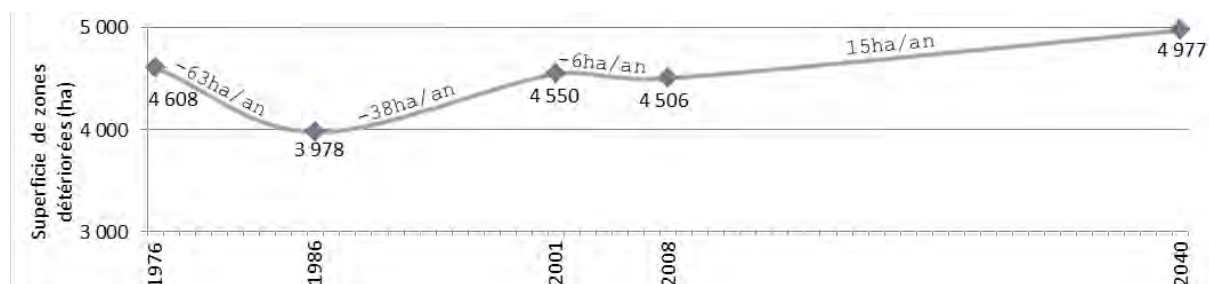


Figure 153 : Simulation du Scénario 4 : Hectares simulés de la couverture végétale détériorée pour l'horizon de 2040 (Modèle LCM, base d'apprentissage 1986-2001).

L'émergence de nouvelles aires endommagées pour 2040 est le changement le plus étendu pour ce scénario, avec 3 200 hectares, contre 2 888 hectares qui cessent d'être détériorées (Tableau 50). Comparé aux autres transitions temporelles observées, la dynamique entre 2008 et

⁸³ Decreto 654 Exento, Ministerio de Agricultura. *Complementa decretos Nos 490 de 1976, 43 de 1990 y 13 de 1995, exentos, que declararon monumentos naturales a distintas especies forestales*. Publié le 13-11-2009.

2040 montre un niveau plus élevé d'échange entre les deux catégories de détérioration, et logiquement un niveau inférieur de constance.

Transition	1976-2008	1986-2001	2008-2040
Détériorée → Non détériorée	2 094	1 735	2 888
Non détériorée → Détériorée	1 991	2 288	3 359
Détériorée → Détériorée	2 514	2 243	1 617
Non détériorée → Non détérioré	19 795	20 110	18 530

Tableau 50 : Scénario de détérioration progressive d'alerzales de la zone d'étude : Hectares de changements et persistances vers l'horizon 2040, comparés par rapport à d'autres transitions observées (Modèle LCM, base d'apprentissage 1986-2001).

Pour analyser spatialement le scénario extrapolé, nous avons calculé, pour quelques alerzales, les surfaces qui ont changé ou persisté dans la qualité de leur végétation entre 2008 et 2040 ; pour ce faire on a utilisé les quadrants qui se montrent sur la figure 154, circonscrivant des aires d'alerzales où mesurer les changements, à l'intérieur desquelles plusieurs sont des zones avec des alerce utilisés aujourd'hui par des communautés huilliches pour l'extraction de bois mort. En général, ces quadrants, regroupant d'un à plusieurs alerzales, sont liés à la vie des petits paysans. Nous considérons qu'ordonner les résultats en les groupant de cette façon, apporte des pistes à l'identification de stratégies de conservation et de gestion durable de ce système socio-environnemental.

Visuellement, on peut noter que les plus fortes concentrations spatiales de nouvelles zones endommagées pour 2040 sont situées sur la partie sud de la zone d'étude (Figure 154), où se trouvent les alerzales les plus étendus, tel que les alerzales des zones de *Los Pabilos*, *San Pedro*, *Manquemapu* et *Catrihuala*, les premiers à avoir été exploités, à la fin du XIX^e siècle, et parmi lesquels certains ont été abandonnés, comme c'est le cas de l'alerzal Los Pabilos, qui a cessé d'être exploité dans les années 1960 après avoir été fortement perturbé (Molina *et al.*, 2006).

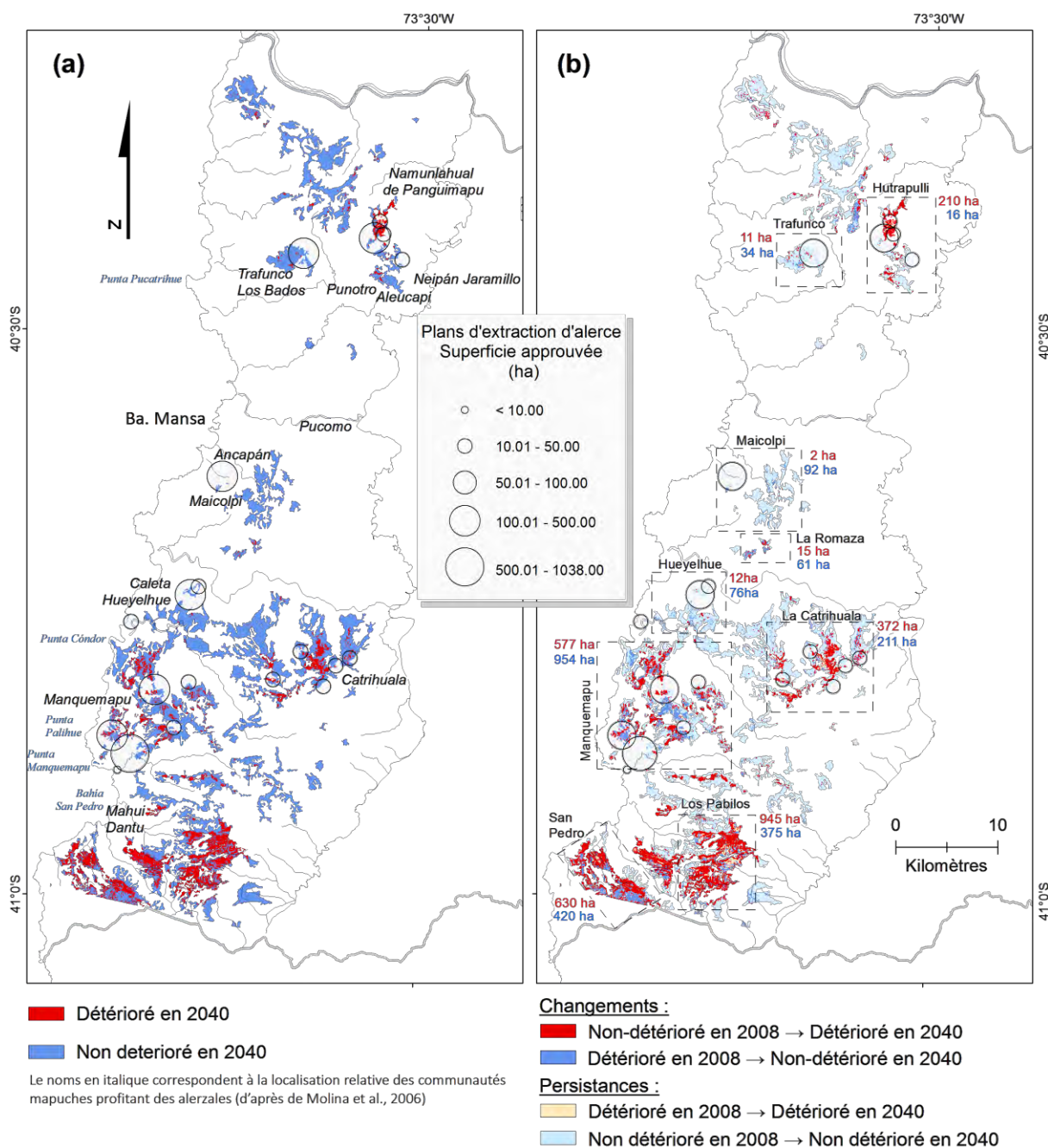


Figure 154 : Simulation du Scénario 4, de détérioration progressive d'alerzales (Modèle LCM - Base d'apprentissage 1986-2001) **(a)** Surfaces dégradées et non dégradées pour 2040 et plans de gestion pour extraire alerce, approuvés par la CONAF entre 2011 et 2012 (Source des plans de gestion : élaborée à partir de base de données obtenue directement du siège CONAF en 2013) **(b)** Changements et persistances des surfaces dégradées et non dégradées entre 2008 et 2040 (Remarque : Les boîtes de lignes en pointillés représentent une aire de mesure de surface : les chiffres rouges indiquent le changement de Non-détérioré en 2008 à Détérioré en 2040 et les chiffres en bleus indiquent l'inverse, la surface qui a changé de Détérioré en 2008 à Non-détérioré en 2040).

San Pedro et Los Pabilos sont des alerzales qui ont été exploités principalement par des entreprises privées (Molina *et al.*, 2006). Ils ont la plus grande proportion de nouvelles surfaces endommagées de 2008 à 2040 et une faible stabilité. Dans Los Pabilos, le second plus grand

groupe d'alerzales, entre ces années, se détériorent 945 hectares, alors que seulement 375 hectares sont récupérés (Tableau 51). Pour l'alerzal San Pedro, le plus dynamique de tous, entre 2008 et 2040, 420 hectares sont récupérés et 630 se détériorent (Figure 154). Selon le rapport *Monitoreo Forestal Independiente* effectué par CODEFF (Arnold et Ojeda, 2000, *in* Pliscoff *et al.*, 2005), l'état de conservation de la forêt d'alerce situé dans le secteur de la baie de San Pedro est « désastreux » et « *presque aucun arbre adulte reste sur pied et n'est capable de générer des semences pour assurer le repeuplement, la régénération est faible, et là où elle existe, on fait face à la compétence avec le sous-bois* ». Ces auteurs observent une situation similaire pour l'alerzal de Los Pabilos, en remarquant que la régénération d'alerce est rare en raison de la disparition des arbres semenciers et à la modification des conditions locales.

Alerzal	Superficie totale de l'alerzal	Superficies pour 2040 (ha)		Changements						Constances					
				Non-détérioré en 2008 → Détérioré en 2040		Détérioré en 2008 → Non-détérioré en 2040		Solde de surface Non-détérioré en 2008 → Détérioré en 2040		Non détérioré en 2008 → Non détérioré en 2040		Détérioré en 2008 → Détérioré en 2040		Stabilité totale	
		Ha	Non-dét.	Dét.	Ha	%	Ha	%	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Huitrapulli	932	678	254	210	23		16	2	21	662	71	44	5	76	
Trafunco	646	619	27	11	2		34	5	-4	585	91	16	2	93	
Maicolpi	1 139	1 136	3	2	0		92	8	-8	1 044	92	1	0	92	
Hueyelhue	890	875	14	11	1		88	10	-9	788	89	3	0	89	
La Romaza	143	120	23	15	11		61	43	-32	58	41	8	5	46	
Manquemapu	4 422	3 613	809	577	13		954	22	-9	2 659	60	232	5	65	
Catrihuala	3 200	2 597	603	372	12		211	7	5	2 386	75	232	7	82	
Los Pabilos	3 171	1 626	1 545	945	30		375	12	18	1 251	39	600	19	58	
San Pedro	1 806	951	855	630	35		420	23	12	531	29	225	12	42	

Tableau 51 : Scénario 4 : Hectares de changements et persistances entre 2008 et l'horizon 2040 comparés selon alerzales (Modèle LCM, base d'apprentissage 1986-2001).

On remarque la vaste surface de l'ensemble d'alerzales du secteur Manquemapu (4 422 hectares) avec 82 % de sa surface dans un état Non-détérioré pour 2040 et un changement avec un solde positif en faveur de la surface de végétation sans détérioration (954 ha de nouvelles zones Non-détériorées – 577 ha de nouvelles zones Détériorées = 377 ha). Au sujet des alerzales de ce secteur, Molina *et al.* (*op cit.*) ont examiné des échantillons de régénération d'alerce relevés entre 1996 et 1997 sur la cordillère d'Osorno et ils ont constaté que la densité de régénération des alerzales de Manquemapu est relativement élevée par rapport aux autres alerzales de la cordillère : « *la communauté Manquemapu se distingue par une régénération assez similaire dans les cinq alerzales étudiés, entre 11 167 et 26 833 plants / ha* » et « [ils] montrent un grand recrutement entre 5-25 cm de DHP, produit peut-être d'un incendie majeur qui s'est produit il y a environ 120 ans (selon le témoignage des indigènes). »⁸⁴ (p.353).

Ces alerzales sont travaillées par des familles indigènes de la communauté *Manquemapu* qui possèdent des terres régularisées au cours de la décennie de 2000. Elle est composée de 38 familles, qui développent l'activité alercera artisanale (production de tuiles, grosses planches et artisanat) complété par l'élevage de bétail, les petites exploitations agricoles et dans certains cas, la pêche et la récolte marine (Altamirano et Bernal, 2004). D'après Molina *et al.*, (*op. cit.*, p.209) cette communauté « *est celle qui actuellement aurait la plus grande quantité d'alerce économiquement profitable et simultanément, le niveau de régénération le plus élevé* ». Conformément au scénario ici révisé la surface endommagée de l'alerzal Manquemapu en 2008

⁸⁴ DHP : Diamètre à hauteur de poitrine.

couvrait 27 % de son aire totale et pour 2040 elle serait réduite à 18%, ce qui équivaut à 809 hectares.

Ces mêmes auteurs soulignent également une haute régénération pour les alerzales liées à la communauté Maicolpi, un alerzal avec une forte proportion de surface qui comporte une végétation en bon état, et qui dans notre scénario est simulé avec la prépondérance de surfaces qui persistent sans détérioration pour 2040, avec seulement 3 hectares de superficies endommagées. Ils estiment aussi que parmi les alerzales de Maicolpi se trouve celui avec la régénération la plus élevée de *Fitzroya* : il s'agit de l'alerzal El Solar, avec une régénération de 59 083 plants par hectare. Dans les alerzales de Maicolpi ainsi que dans Hueyelhue, agissent plusieurs communautés qui ont réussi à régulariser une partie de leurs terres au cours des années 2000, en conséquence, ils peuvent travailler avec des plans d'extraction d'alerces approuvés par la CONAF. Dans l'ensemble, Maicolpi et Hueyelhue (et Trafunco) sont des alerzales avec prédominance des surfaces Non-détériorées en 2008 et aussi pour 2040. Ces trois alerzales restent les plus stables entre 2008 et 2040 et ont une proportion relativement basse de perte de qualité de la végétation qui se traduit par un solde favorable quant aux nouvelles surfaces de récupération de la qualité de la végétation. L'alerzal de Maicolpi, selon ce que commentait en 1995 la directive de la communauté indigène « *est celui qui a le plus d'alerces. Il doit y avoir 2 000 hectares d'alerces* » (in Molina *et al.*, 2006, p.172).

Un autre alerzal où augmente la superficie sans détérioration entre 2008 et 2040 est La Romaza, qui, bien que le plus petit, est selon Molina *et al.* (*op cit.*) l'un des alerzales peu endommagés par l'exploitation du siècle passé et qui n'a pas été touché par le feu, comportant encore des arbres grands et donc, peu de régénération. Dans notre scénario, La Romaza est le plus dynamique en 2040 (après de San Pedro), avec le gain le plus élevé de nouvelles surfaces Non-détériorées (43 % de la superficie de l'alerzal change à Non-détériorée de 2008 à 2040 et 11 % change à Détériorée). Ainsi, entre 2008 et 2014 La Romaza diminue la surface endommagée de 46 hectares, c'est-à-dire 21 % de toute la surface de l'alerzal (Tableau 51 et Figure 154).

D'autres alerzales liés aux communautés indigènes et qui dans la simulation pour 2040 obtiennent un solde négatif des surfaces récupérées, sont Huitrapulli au nord de la zone d'étude et La Catrihuala au sud. Selon les observations des auteurs précédemment mentionnés, les densités de régénération de ces secteurs sont relativement plus faibles que dans le reste des alerzales. Pour le cas des forêts d'alerce de la communauté La Catrihuala, elles ont subi une exploitation intense depuis les années 1950, par les entreprises forestières installant des scieries et des infrastructures qui dégradent fortement l'écosystème de ce grand alerzal, mais l'exploitation a été abandonnée entre 1962 et 1968 (*op cit.*). Cependant en 2007, la communauté indigène a régularisé des terres et peut aujourd'hui accéder légalement à l'exploitation au moyen des plans de gestion approuvés par la CONAF, après avoir insisté pendant de nombreuses années auprès des autorités. Malgré le solde négatif, il faut prendre en compte que 211 hectares passent à Non-détériorée en 2040, ce qui est un chiffre significatif. Pour les alerzales de Huitrapulli, la qualité décroît encore plus pour 2040 ; on détériore plus de surface que celle qui est récupérée : 210 contre 16 hectares. Molina *et al.* (*op cit.*) estiment pour quatre alerzales du secteur de Huitrapulli une densité de régénération comparativement moins élevée, avec une moyenne pour les quatre alerzales de 1125 plants par hectare. Le secteur Huitrapulli correspond aux premiers alerzales qu'ont exploité les Huilliches au début du XIX^e siècle, pour la construction des églises missionnaires des espagnols (*op cit.*). Les communautés ont été autorisées à exploiter légalement certains alerzales compris à l'intérieur du

secteur Huitrapulli, avec plans de gestion approuvés par la CONAF, depuis la seconde moitié des années 1980. Aujourd'hui ces secteurs continuent à être travaillés par les communautés indigènes avec des plans de gestion.

Par ailleurs, il semble que les alerces qui ont été exploités principalement par des sociétés privées (San Pedro et Los Pabilos) ont en général proportionnellement les superficies les plus étendues de zones qui persistent avec une végétation détériorée pour 2040, et une propension relativement inférieure à être récupérées, à la différence du reste des alerzales traditionnellement exploités par les Huilliches (en excluant à Huitrapulli et Catrinhula). Pour San Pedro seulement 12 % de tout l'alerzal persiste comme végétation détériorée entre 2008 et 2040, et pour Los Pabilos 19%, alors que la moyenne pour tous les alerzales est de 6 %.

11.3.2 Scénario 5. Récupération d'alerzales ? Augmentation de la superficie Non-détériorée des alerzales

Comme indiqué précédemment ce scénario est basé sur le modèle LCM entraîné avec la transition de 2001 à 2008. Il s'agit d'un scénario de référence qui extrapole la tendance de la transition mentionnée et qui explore ce qui pourrait quant à la répartition spatiale de la récupération de la végétation des alerzales, si l'on continue à agir selon les dynamiques observées au cours de cette période. Pendant la période 2001 - 2008, après de nombreuses années d'attente, plusieurs communautés obtiennent des titres fonciers, ce qui leur permet d'accéder à leur tour aux plans d'extraction d'alerce mort et ainsi travailler légalement. Parallèlement, en 2002, surgit l'Association Mapu Lahual formée par les communautés indigènes de la zone côtière qui mettent en œuvre, dans le cadre du Réseau des Parcs Mapu Lahual, un projet visant à la fois à promouvoir le développement de l'écotourisme et à conserver l'écosystème des alerzales de la zone ; les enjeux sont d'établir des zones sauvages de conservation à travers l'action de différentes communautés et à ce jour ils disposent de l'implémentation de sentiers d'interprétation, zones de camping et la construction de centres d'information culturelle et environnementale dans les localités de Hueyelhue Caleta, Caleta Condor, San Pedro et Manquemapu.

En général, dans le scénario précédent il est à noter que les communautés bien organisées et comprises au sein de l'Association Mapu Lahual, sont celles liées aux alerzales qui comportent un solde positif du gain de superficies récupérées pour 2040. Nous nous référons en particulier aux communautés du versant littoral sud liés aux alerzales : Maicolpi, Hueyelhue, La Romaza et Manquemapu, il s'agit de communautés qui ont fait des progrès quant au renforcement du lien entre l'identité et le territoire et qui ont voulu s'engager dans l'autogestion durable des ressources naturelles. Dans le cas de Manquemapu, bien que la dynamique simulée soit plutôt élevée, le résultat final correspond tout de même à un gain net de zones non-détériorées. Dans la pratique, ces communautés réalisent la gestion des alerces, puisqu'elles disposent maintenant des autorisations pour les exploiter légalement, et leur activité est surtout concentrée sur la fabrication artisanale de *tejuelas* (tuiles), un métier qui est transmis de génération en génération.

Dans ce scénario, nous nous sommes surtout intéressés à explorer quelle serait la situation future, si la tendance observée entre 2001-2008 se poursuit? Quelle serait la différence de la dynamique de la détérioration de ces alerzales par rapport au scénario antérieurement décrit ? Les secteurs identifiés resteront-ils tels que dans le Scénario 4? Il y a diminution de la superficie détériorée des alerzales ?

Spatialisation et résultats

Pour ce scénario, la surface de la végétation endommagée atteint 71 248 hectares, soit 53 hectares moins qu'en 2008 et 524 hectares de moins que la surface simulée pour le Scénario 4 (Figure 155) avec une croissance annuelle moyenne de 2 hectares.

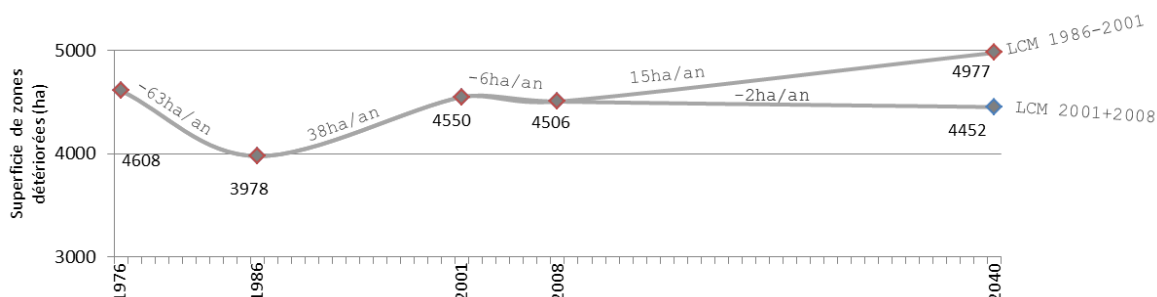


Figure 155 : Simulation de Scénario 5 : Hectares simulés de la couverture végétale détériorée pour l'horizon de 2040 (Modèle LCM, base d'apprentissage 2001-2008).

Dans ce scénario, on prévoit certains changements qui inversent la dynamique de quelques alerzales, en comparaison au scénario antérieur (Figure 156). C'est par exemple le cas de Hueyelhue et de Maicolpi, deux alerzales dont les résultats, dans le Scénario 4, étaient favorables à la récupération, alors que maintenant leur solde est négatif (Tableau 52). On remarque en particulier l'exemple de Hueyelhue où maintenant 137 hectares se détériorent et seulement 5 ha sont récupérées, alors que dans le scénario précédent 11 hectares se détérioraient et 88 étaient récupérées. Ces deux alerzales sont travaillées par les communautés qui agissent selon des plans autorisés par la CONAF. La Romaza présente une tendance similaire pour 2040, mais un peu plus accentuée. La Romaza est certainement l'alerzal qui proportionnellement perd le plus en qualité pour l'année 2040, tendance totalement opposée à celle observée dans le scénario antérieur. Comme indiqué plus haut, il s'agit d'un alerzal légalement travaillé par les petits agriculteurs huilliches et dans son histoire on n'a enregistré aucun incendie. À ce sujet, Molina *et al.* (2006) indiquent qu'il s'agirait d'un alerzal avec une couverture élevée d'alerces, en usage depuis la fin des années 1980, et la Romaza a aussi été l'un des alerzales où les auteurs ont trouvé des arbres de *Fitzroya* supérieurs à 60 cm de DHP. On peut donc penser que l'attraction causée par la sécurité de trouver une bonne source de bois pourrait conduire à une importante détérioration future. Selon ce scénario, en 2040 le quart de cet alerzal correspond à de nouvelles surfaces qui s'ajoutent à la couverture détériorée.

Une inversion opposée est celle qui se produit dans deux des grands alerzales : Catrighuala et Los Pabilos (Tableau 52). Pour le cas du grand alerzal de Los Pabilos – et le plus dynamique après San Pedro – il augmente sa dynamique pour 2040 en faveur de la récupération, très probablement après des incendies arrivés entre les décennies des 80 et 90 et de la rareté des ressources exploitables. La surface détériorée de Los Pabilos descend de 975 hectares en 2008 à 838 ha en 2040, c'est-à-dire presque la moitié de ce qui avait été simulé dans le Scénario 4. Rappelons que dans le Scénario 4, Los Pabilos est l'alerzal avec la plus vaste surface de détérioration, alors que dans le présent scénario il est surpassé par Manquemapu. Par ailleurs, Catrighuala est un alerzal qui à partir de la décennie de 2000 a légalement commencé à être exploité par des communautés indigènes, situation qui pourrait être liée à ce changement futur,

puisque ce scénario a été construit avec le modèle qui repose sur la base d'entraînement 2001-2008.

Alerzal	Superficie totale de l'alerzal	Superficies pour 2040 (ha)		Changements					Constances				
				Non-détérioré en 2008 → Détérioré en 2040		Détérioré en 2008 → Non-détérioré en 2040		Solde de surface Non- détérioré en 2008 → Détérioré en 2040	Non détérioré en 2008 → Non détérioré en 2040		Détérioré en 2008 → Détérioré en 2040		Stabilité totale
	Ha	Non-dét.	Dét.	Ha	%	Ha	%	%	Ha	%	Ha	%	%
Huitrapulli	932	786	146	132	14	46	5	9	740	79	14	1	81
Trafunco	646	611	36	2	0	16	3	-2	594	92	34	5	97
Maicolpi	1 139	1 029	110	29	3	13	1	1	1 016	89	81	7	96
Hueyelhue	890	668	222	137	15	5	1	15	662	74	85	10	84
La Romaza	143	38	105	38	26	2	1	25	36	25	67	47	72
Manquemapu	4 422	3 381	1 041	760	17	906	20	-3	2 475	56	281	6	62
Catrihuala	3 200	2 873	327	190	6	305	10	-4	2 567	80	137	4	85
Los Pabilos	3 171	2 335	837	728	23	867	27	-4	1 468	46	108	3	50
San Pedro	1 806	1 037	770	679	38	554	31	7	483	27	91	5	32

Tableau 52 : Scénario 5 : Hectares de changements et persistances entre 2008 et l'horizon 2040 comparés selon alerzales (Modèle LCM, base d'apprentissage 2001-2008).

L'accroissement de la superficie de végétation endommagée de Manquemapu (l'alerzal le plus vaste) attire également l'attention par rapport à la dynamique simulée pour le Scénario 4. Alors que dans le présent scénario, la superficie qui devient endommagée de 2008 à 2040 est d'environ 1 041 hectares, dans le Scénario 4 elle est de 809 hectares (une différence de 232 hectares). Cela est important, puisqu'il s'agit d'un grand alerzal duquel dépendent beaucoup de familles en relation avec l'enjeu d'une gestion durable des alerces ; de plus cet alerzal possède une vaste surface de réserve de végétation sans détérioration et connaît une tendance à l'augmentation de sa surface en bon état, mais dans ce scénario 5 cette augmentation est plus réduite. En conséquence, ce scénario de référence est moins favorable à la conservation de cet important alerzal.

Encore une fois en comparant au scénario 4, Huitrapulli et San Pedro sont deux alerzales qui conservent leur tendance à augmenter leur superficie totale de végétation endommagée, mais maintenant d'une manière plus réduite. Huitrapulli avait dans le Scénario 4 un gain élevé de nouvelles zones détériorées (23 %), dans ce scénario il s'est réduit à 14 %, en arrivant à 146 hectares endommagées (16% de l'alerzal), au lieu de 254 hectares endommagées simulées dans le Scénario 4 ; en conséquence Huitrapulli en 2040 dans le scénario 5 pourrait avoir 72 hectares de moins que dans le scénario 4. Dans le cas de San Pedro, celui-ci reste l'alerzal avec la proportion la plus élevée de surface endommagée.

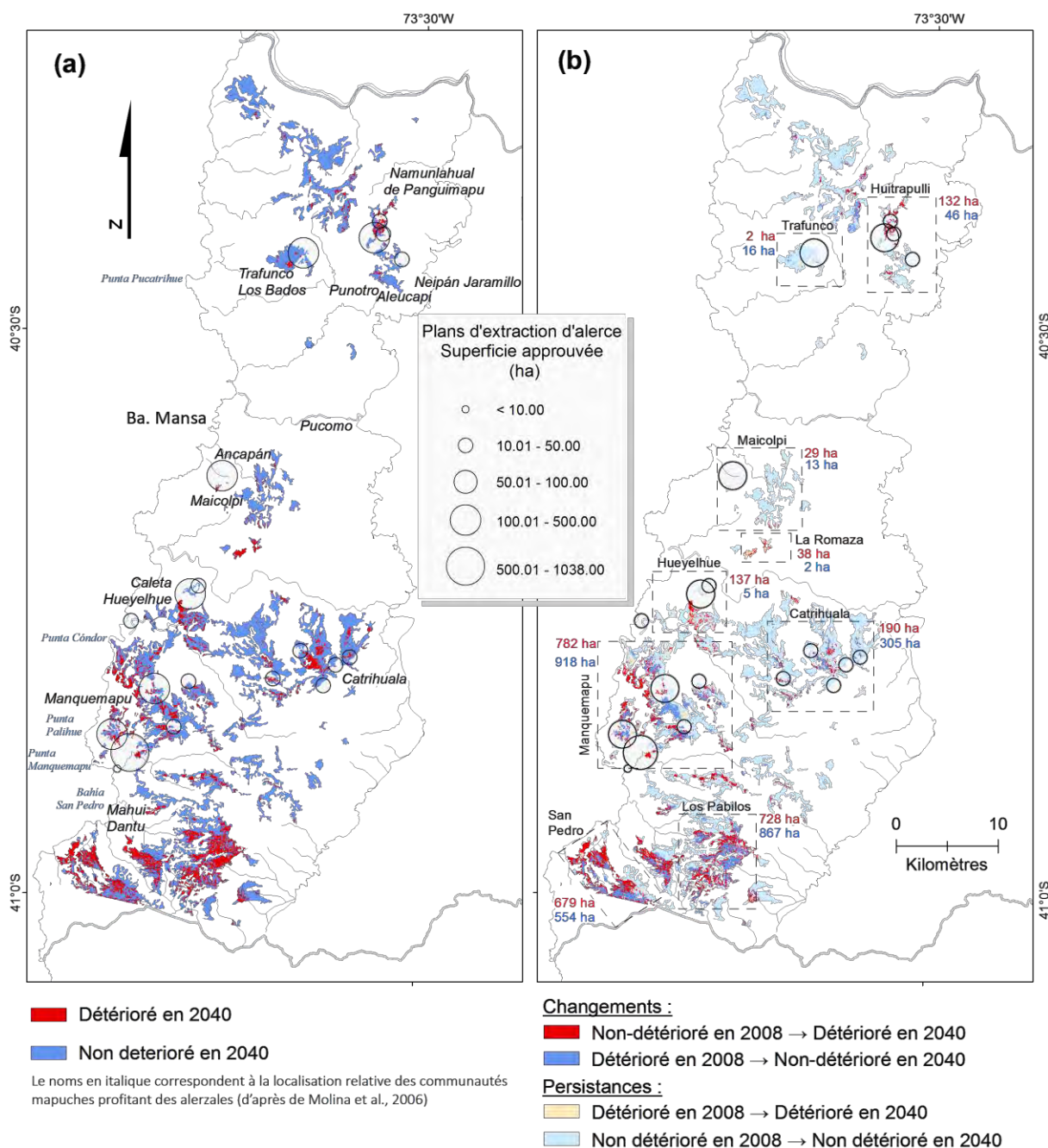


Figure 156 : Simulation du Scénario 4, de détérioration progressive d'alerzales (Modèle LCM - Base d'apprentissage 2001-2008) **(a)** Surfaces détériorées et non détériorées pour 2040 et plans de gestion pour extraire l'alerce, approuvés par la CONAF entre 2011 et 2012 (Source des plans de gestion : élaborée à partir de base de données obtenue directement du siège CONAF en 2013) **(b)** Changements et persistances des surfaces détériorées et non détériorées entre 2008 et 2040 (Remarque : Les boîtes de lignes en pointillés représentent une aire de mesure de surface : les chiffres rouges indiquent le changement de Non-détérioré en 2008 à Détérioré en 2040 et les chiffres en bleus indiquent l'inverse, la surface qui a changé de Détérioré en 2008 à Non-détérioré en 2040).

11.4 Conclusion des scénarios possibles

Depuis plus d'un siècle que les forêts de la province d'Osorno sont en train de se détériorer, la situation ne s'est jamais inversée, seule une baisse dans la détérioration des alerzales a été observée entre 1976 et 1986, mais après cette date, l'écosystème a poursuivi sa détérioration ; l'arbre "protégé" continue à être exploité "légalement" et les scénarios tendanciels pour quelques alerzales sont inquiétants. Tout cela a lieu malgré la forte croissance macroéconomique basée sur le modèle politico-économique néolibéral qui a été implanté à partir de 1973 – et qui s'oriente fortement vers l'exportation – qui continue à être d'actualité aujourd'hui, en se profilant indéfiniment à futur. Cependant, malgré ce contexte et la forte expansion passée des plantations commerciales à la fois dans le pays et dans la région de Los Lagos, le scénario tendanciel pour la zone d'étude est plus mitigé, spatialement parlant ; la croissance de la superficie de plantations commerciales privées appartenant à des propriétaires externes n'est pas très élevée et les nouvelles plantations sont contigües aux grandes plantations déjà existantes, alors que parallèlement de nouvelles surfaces surgissent – surtout autour de la route U-40 – sur des terrains possédés par de petits agriculteurs autochtones, et celles-ci sont promues par des programmes constitués de partenariats public-privés.

Il faut également noter qu'une grande proportion de superficies couvertes par les forêts natives persiste depuis 1973 jusqu'à aujourd'hui. Nous n'examinons pas en profondeur la qualité de la forêt (sauf les alerzales), mais nous savons que sous la canopée il est possible de trouver de vastes zones où l'écosystème est sain et ses processus évolutifs suivent un cours plus autonome face à l'interaction humaine. Selon le Cadastre de la forêt native, un peu plus de la moitié de la couverture de forêt native dans la zone d'étude est adulte, ce qui constitue une réserve importante de forêt humide tempérée. Bien que les scénarios montrent un déclin des surfaces de forêt persistant comme forêt, celle-ci est toujours majoritaire. Or, les zones les plus susceptibles de continuer à se détériorer à l'avenir, sont situées surtout au contact de zones déjà sans forêt en amont des vallées, là où se concentrent les logements, or cette distribution persiste même lorsque nous construisons un scénario conservateur, dans lequel nous inversons les taux de perte et de gain de forêt. Dans cette logique, et selon un scénario conservateur, les zones les plus enclines à être récupérées se situent loin des logements, surtout dans les zones les plus élevées, dont certaines correspondent à des alerzales.

Nous aurions certes pu construire plusieurs autres scénarios, mais nous considérons essentiel de commencer l'exploration à travers l'extrapolation des tendances des trajectoires d'évolution passées, car ces scénarios sont les plus pertinents pour répondre aux questions concernant notre hypothèse, qui soutient que dans le système socio-environnemental étudié, la forêt native ne présente pas encore de signes d'être dans un processus de ralentissement, mais plutôt en recul continu. Ainsi, au cours de cette thèse, nous avons vu que dans la zone d'étude, à l'échelle locale, la déforestation est permanente, et les scénarios construits avertissent également qu'en poursuivant selon les dynamiques passées, la déforestation s'étendrait progressivement, de plus, dans certains alerzales, déjà endommagés, les processus de récupération de la végétation sont prévus comme susceptibles d'être perturbés. Par ailleurs, le scénario concernant les plantations commerciales prévoit que l'expansion des entreprises privées est faible, notamment en raison du fait que ces plantations supposent certaines limitations imposées par des conditions particulières du relief et du climat, mais aussi par la propriété de la terre indigène qui a l'interdiction d'être vendue.

La déforestation et dégradation croissantes, l'existence d'une riche réserve de forêt et le lien culturel et social des habitants, très attachés aux ressources naturelles – bien que quelques-uns n'ayant parfois pas les moyens économiques pour satisfaire besoins de base – il soulève la nécessité de disposer de plus de référents pour la prise de décisions vers une gestion – territoriale – forestière durable. A ce propos, les scénarios élaborés ont la capacité d'identifier d'une manière explicite, au sein du système humain et environnemental, où se trouvent les possibles zones qui pourraient être touchées à l'avenir par les perturbations humaines et les interpréter à la lumière des processus – naturels ou anthropiques – qui dynamisent et donnent forme aux structures spatiales de l'occupation du sol.

Il est important aussi de noter que la modélisation et les scénarios ici proposés sont des démarches perfectibles, car ils impliquent des incertitudes ainsi que des émergences de l'imprévisible, c'est pourquoi c'est un défi permanent de bien considérer ces incertitudes et de démêler le plus possible certains processus évidemment cruciaux ; ainsi, l'évolution de la structure de la propriété foncière est un processus qui fait partie des dynamiques territoriales, étroitement lié aux trajectoires d'occupation du sol et qui doit être pris en compte dans l'exercice de prospective. Actuellement l'information spatialement explicite de la propriété foncière pour toute l'aire d'étude n'existe pas ou n'est pas disponible au public. Nous avons vu que dans les deux derniers scénarios, l'extrapolation faite à partir de la période pendant laquelle plus de terres et de titres de propriété ont été accordées aux communautés autochtones (2001-2008), la détérioration augmente dans les alerzales travaillées par ces communautés. Par conséquent, pour les évaluations de ces scénarios et l'identification de stratégies de développement durable, il faudra être clair sur les processus de gestion des ressources, d'appropriation et de possession de la terre, en les examinant à la lumière d'une compréhension plus réaliste des transformations passées et futures de l'appropriation, du régime foncier et des pratiques productives.

L'organisation et la transformation de l'espace dans la Cordillère de la Costa est aussi en grande partie liée à la dynamique des systèmes externes sur différentes hiérarchies spatiales – et temporelles. Ainsi les décisions stratégiques qui reposent sur des scénarios de plantations dépendront aussi de forces à l'échelle macro, ce qui pourrait même éventuellement susciter la rupture des tendances passées à l'échelle locale, avec des implications sur l'évolution du sol, telles que la dynamique mondiale du prix de la pâte et du papier – voire l'apparition de nouvelles technologies substituant ces produits – ou bien la continuité du système juridique national autour de la promotion et le subventionnement des activités d'investissements (de plantations) ou de conservation écologique, qui ont des effets sur l'intégrité future de la forêt et dans l'ensemble sur le système d'occupation/utilisation du sol. Aussi, à l'échelle régionale ou provinciale, la demande du bois de chauffage a un impact sur la superficie et la qualité de la forêt, alors que la demande nationale et internationale d'alerce contribue à la dégradation d'un écosystème millénaire.

Il est important de comprendre que dans la modélisation et la construction des scénarios du système étudié, il existe au sein de ce système d'autres processus que nous n'avons pas considérés ici, mais dont l'inclusion permettrait d'aborder avec plus de réalité encore la complexité du système. Dans le cas de la substitution des forêts par des plantations forestières il est nécessaire de considérer les périodes de rotation des espèces ainsi que l'épuisement des sols. Les changements causés par l'homme dans la structure et l'évolution des écosystèmes altèrent les processus et les seuils naturels (qui s'expriment finalement presque toujours dans la mosaïque de l'utilisation/l'occupation des sols), mais les systèmes ont à leur tour des mécanismes d'auto-

adaptation et d'autorégulation, comme la résilience par exemple, puisque les différentes perturbations (incendies, enlèvement, remplacement) peuvent engendrer diverses trajectoires d'évolution du couvert et usages du sol. Ceci élargit la gamme de certitudes et permet de proposer des stratégies mieux fondées pour prendre des décisions sur l'usage et la planification du territoire et de ses ressources naturelles : « [...] *la capacité et la résilience d'un écosystème, liées avec le potentiel biotique et le taux de croissance naturelle de l'écosystème, déterminent la capacité de l'exploitation économique des ressources naturelles au sein de différentes rationalités productives, en établissant les conditions de l'environnement pour la formation de valeur, pour la production du profit et pour la régénération des ressources à long terme.* » (Leff, 2007, p.89).

Mais les éléments de la nature ne sont pas seuls à se comporter de cette manière, puisque les individus et les communautés peuvent également créer des stratégies de résilience et d'adaptation aux transformations au sein des systèmes socio-environnementaux et poursuivre ainsi leurs propres objectifs : « *Une compréhension plus aiguë de la communauté dans la conservation peut être fondée sur la compréhension du fait que les acteurs, au sein des communautés, recherchent leurs propres intérêts dans des programmes de conservation, et que ces intérêts peuvent changer selon les nouvelles opportunités émergentes* » (Agrawal et Gibson, 1999, p.637). C'est ici que la construction de scénarios (ainsi que l'élaboration des stratégies) sont enrichies par la participation des parties prenantes du système, en redirigeant parfois certaines dynamiques internes notamment celles qui découlent de processus sociaux et économiques vers des hiérarchies spatiales plus amples. Par conséquent, pour compléter l'exercice de prospective, c'est fructueux d'intégrer le domaine des intersubjectivités et des interactions des acteurs du système modélisé, et en particulier les acteurs qui interagissent directement avec la forêt doivent faire partie de la construction et de l'évaluation de scénarios, car ils sont qui transforment (et sont transformés dans) le paysage. D'après Godet (1994), l'un des objectifs de la méthode prospective est « *Déterminer, en particulier en ce qui concerne les variables clés, les principaux acteurs et leurs stratégies, et les moyens à leur disposition pour amener leurs projets à terme* ». Il est nécessaire de mieux comprendre les intérêts des acteurs et leurs interactions facilitant subséquemment l'enrichissement mutuel du processus de construction de scénarios et l'identification des objectifs stratégiques ainsi que des priorités. « *Les scénarios de l'usage du sol aident à explorer possibles futurs sous un ensemble de conditions simples. Ainsi, les modèles de l'usage du sol peuvent produire des indicateurs de durabilité écologique ou de vulnérabilité des lieux et des personnes. L'expérience récente impliquant les décideurs politiques et les parties prenantes pour définir et négocier des scénarios pertinents (Farrow y Winograd, 2001)* » (Veldkamp et Lambin, 2001, p.4).

Les scénarios présentés ci-dessus sont également un point de départ pour encourager d'autres hypothèses qui pourraient être examinées au sujet de ce qui a été soulevé ici, et à partir desquelles il serait possible construire de nouveaux scénarios, par exemple du type normatif. Mais les résultats obtenus à partir des mesures quantitatives et de spatialisation constituent aussi en eux-mêmes un instrument – interdisciplinaire – mis à la disposition des acteurs et planificateurs pour la réflexion sur la génération de stratégies alternatives pour interagir avec l'environnement de la cordillère d'Osorno, de manière à assurer la mise en profit de leurs produits et services, à améliorer la qualité de vie de ceux qui l'habitent et parallèlement à conserver la qualité de la forêt.

La conjonction de la discipline de la prospective et de la science des changements d'utilisation et d'occupation du sol (LUCC) ou *Land Change Science* (LCS), est une approche qui

a beaucoup à apporter à la planification et à la gestion durable des territoires forestiers du Sud du Chili en fournissant des outils pour explorer l'avenir et éclairer le présent, et ainsi clarifier les choix politiques de sorte d'éviter un futur indésirable. L'importance des scénarios pour les décideurs politiques et les acteurs (en général) est sa capacité à aider à comprendre comment les tendances peuvent se développer dans l'avenir (à moyen et long terme) et l'impact potentiel de leurs décisions dans le processus développement. Par conséquent, nos scénarios s'intègrent dans le cadre d'un processus récent de recherche scientifique sur la dynamique de l'utilisation/occupation du sol des espaces de la forêt tempérée du Sud du Chili (Echeverría *et al.*, 2008, Maestripieri 2012, Sandoval et Real, 2005), mais aussi dans l'intention de transmettre de la pratique d'une approche méthodologique qui n'est pas encore intégrée dans la planification et l'aménagement du territoire au Chili. « *Les modèles de changement de l'usage du sol sont des outils pour soutenir l'analyse des causes et des conséquences des dynamiques de l'usage du sol. L'analyse de scénarios avec des modèles de l'usage du sol peut appuyer la planification et la politique d'usage du sol.* » (Verburg, 2004a, p.309).

Conclusions generales

Nous avons réalisé dans cette thèse l'étude et modélisation prospective dans une zone de la forêt tempérée ombrophile, une forêt très fragmentée et peu représentée au niveau mondial, mais qu'également elle fait partie des écosystèmes qui ont une priorité élevée pour la conservation dans le monde. La zone d'étude est reconnue pour avoir une forte densité de biomasse, une grande richesse d'espèces endémiques et une diversité biologique et culturelle.

Il s'agit d'un territoire montagneux qui maintient encore une frange avec une certaine continuité de forêts natives – non protégées – qui stockent une part importante de l'histoire géologique et biogéographique pas encore complètement étudiée, avec des arbres millénaires et d'une très longue durée de vie comme l'alerce, fortement liés à la culture et l'histoire de l'activité économique régionale, et possédant un potentiel pour l'étude et la compréhension des paléoenvironnements de l'hémisphère sud. Mais, l'histoire montre que depuis il y a plus d'un siècle que les forêts de la zone sont en train de se détériorer progressivement. Face à cela, l'objectif que nous nous sommes fixé était d'identifier des changements spatio-temporels passés de l'occupation et utilisation du sol pour ensuite explorer des projections futures de ces tendances et mieux appréhender les changements à venir et fournir de nouvelles connaissances sur la évolution de la détérioration de la forêt tempérée, ainsi que des outils pour sa gestion contribuant à se rapprocher à un développement durable. Nous avons été intéressés de savoir si la détérioration de la forêt au cours des dernières décennies on a arrêtée ou stabilisée, et quelle sera la tendance autour de ces dynamiques si elle est projetée dans le futur à partir des comportements observés.

Certaines approches qui ont été souvent incluses dans les lignes politiques directrices des pays ont été fondées sur la supposition que, par elle-même, la seule croissance économique conduit à la réduction de la déforestation et qu'ainsi lorsqu'un certain niveau de croissance économique ou de revenu par habitant est atteint, la détérioration environnementale commence à s'inverser. Au Chili, les taux de croissance de l'économie et le revenu moyen par habitant ont fortement augmenté depuis la seconde moitié des années 1980. Cependant, selon ce que nous avons étudié, nous pouvons soutenir que malgré ce boom économique, l'essor du secteur forestier national, et malgré l'importance que la citoyenneté attribue de plus en plus à l'environnement et aux forêts, le pays n'a pas encore atteint le point d'inversement de la dynamique régressive de cette jungle tempérée, puisqu'on trouve encore des zones de grande valeur écologique – et culturelle – qui continuent à se détériorer. L'origine de cette détérioration n'est pas une conséquence directe – ou unique – de la pression démographique, de l'augmentation du revenu national ou de l'adaptation technologique, mais elle provient plutôt d'une combinaison – ou organisation – complexe d'éléments culturels, économiques, sociaux et écologiques, dont l'impact sur la structure et sur les processus de l'évolution de certains écosystèmes se reflète dans les changements, la forme et l'étendue de la forêt en fonction de sa position dans la dimension spatiale et temporelle. Mais ce complexe et son intensité sont quelquefois guidés – ou du moins réorientés, parfois de façon imprévisible – par les stratégies des structures du pouvoir de la société, selon des manières spécifiques d'appropriation et d'usufruit des ressources naturelles.

Ces différentes manières de se lier aux ressources environnementales dans la zone d'étude se reflètent à travers l'histoire du territoire. Initialement, l'occupation par l'ethnie Mapuche-Huilliche provoque une faible perturbation de la forêt, plus tard, le modèle européen de la colonisation espagnole a influé sur le déplacement de la population indigène vers des zones de la

cordillère littorale provoquant probablement plus d'impact sur la forêt, et, postérieurement, survient l'arrivée d'individus (colons européens et chiliens) et plus tard d'entreprises externes au territoire qui s'approprient des terres huilliches et des ressources forestières et en réalisent une exploitation de plus en plus intense. Même toujours des petits paysans d'origine Huilliche occupent des terres qui ne leur appartiennent pas légalement, parfois il s'agit de grandes surfaces de domaines privées dont les propriétaires ne vivent même pas dans la région. À ce jour, dans la zone, prédomine une économie paysanne pratiquement de subsistance, mais qui subit l'influence du marché capitaliste dans l'organisation des relations entre la population et les ressources naturelles, connectant ainsi le territoire au marché à travers les plantations forestières, certaines, les plus grandes, appartenant à des sociétés privées internationales. Les activités forestières des petits paysans sont principalement la vente de bois de chauffage pour les villes de province d'Osorno et la vente d'alerce (à l'échelle régionale, nationale et internationale), ces dernières deux activités impliquent dans une certaine mesure, un commerce illégal. Mais aujourd'hui, parallèlement, il existe une demande de la restitution des terres autochtones de la part des groupes d'ascendance Huilliche qui réclament l'autogestion des ressources naturelles.

Pour étudier la zone et répondre aux objectifs, après avoir examiné certains aspects contextuels historiques, économiques, culturelles et écologiques liés à l'exploitation de la forêt, on a recouru à la mise en œuvre de modèles spatialement explicites de l'occupation/utilisation du sol. On apporte de nouveaux éclaircissements sur la dynamique de la déforestation en termes quantitatifs et spatiaux et des facteurs impliqués. L'analyse rétrospective entre 1976 et 2008 effectuée sur des images satellites qui supportent les modèles – et sur quelques photographies aériennes de référence – nous a permis de constater un processus de transformation productif permanent de la forêt, exprimé et mesuré à travers la superficie déboisée de toute l'aire d'étude et la superficie détériorée de l'habitat du conifère "Alerce", *Fitzroya cupressoides*. L'extraction de bois de chauffage, l'élevage extensif, l'extraction illégale et le brûlage de la forêt d'Alerce, ainsi que la substitution par des plantations commerciales, sont aujourd'hui les principales causes directes de détérioration de cette forêt. Le taux de -0,24 % annuel de déforestation calculé entre 1976 et 2008 est proche de la moyenne mondiale, mais il est faible par rapport aux pays tropicaux, et il est aussi plus réduit que les estimations faites pour autres zones de la Cordillère de la Costa, autour de 1%. Au cours de ces 32 années la forêt native de la zone d'étude s'est réduit de 7 % ce qui équivaut à environ 12 mille hectares, et la surface détériorée d'alerzales, bien qu'elle ait diminué entre 1976 à 1986, a commencée à augmenter après 1986 et elle représente aujourd'hui 17 % de tous les alerzales.

Les modèles de déforestation conçus pour la zone d'étude représentent spatialement la dynamique de la perte du couvert forestier dû à l'espace gagné par les matorrales, prairies et monocultures de plantations forestières, principalement *Pinus radiata* et *Eucalyptus* spp. Par ailleurs, les modèles concernant la qualité de la végétation de l'habitat de l'Alerce représentent la dynamique spatiale de la détérioration/récupération du couvert végétal. Les modèles possèdent une approche stochastique, basés sur de chaînes de Markov et sur l'intelligence artificielle et sont développés sur une plateforme SIG, aujourd'hui ils sont très occupés dans le domaine de la construction des scénarios prospectifs de la dynamique des couverts et des usages du sol, mais au Chili il sont encore relativement inexplorés dans la recherche scientifique, et encore moins dans l'aménagement du territoire et la gestion des forêts.

Vingt modèles ont été développés, et deux d'entre eux ont été considérés au cours de la phase de validation comme les plus ajustés à la réalité observée ; l'un d'eux a été mis en œuvre avec CA_Markov et l'autre avec Land Change Modeller. Les modèles varient en fonction de leur période d'apprentissage et de l'erreur proportionnelle de la matrice de transition de Markov. Pour tous les modèles validés, l'erreur proportionnelle de la matrice de transition de 0,025, est celui qui produit le meilleur résultat. Selon l'approche modélisatrice, les modèles LCM répondent mieux aux patterns spatiaux (nombre et taille moyenne des fragments) que CA_Markov. La modélisation de la dynamique spatiale d'un système socio-environnemental devient plus solide lorsque l'on teste plusieurs modèles, ce qui permet de sélectionner les mieux ajustés ; ceux-ci peuvent également être utilisés dans la construction de scénarios prospectifs, et ainsi couvrir un plus large éventail de futurs possibles. Les différentes périodes d'apprentissage permettent d'explorer des futurs, au travers de scénarios construits à partir de l'extrapolation des tendances passées des trajectoires de l'occupation/utilisation du sol, sur la base des différents comportements historiques concernant le lien de la société avec les ressources naturelles. La superposition des cartes issues des différents scénarios prospectifs spatialisés permet d'observer la récurrence, entre les scénarios, de certaines surfaces de changements ou persistances possibles de couverts d'occupation/utilisation des sols, ce qui aide à mieux identifier les zones les plus susceptibles de développer une trajectoire déterminée d'occupation/utilisation des sols (par exemple, de forêt à non-forêt).

Trois types de scénarios ont été construits pour l'horizon de 2040, un scénario de déforestation, un de l'extension des plantations forestières et un relatif à la qualité des alerzales.

Les scénarios de déforestation prévoient que la perte de forêts sera distribuée sur les espaces près des zones habitées et situées principalement sur les parties inférieures et moyennes de vallées, ils s'étendraient en amont et à contiguïté de zones déjà déboisées, à la manière d'un front. Ce front est le résultat d'un processus combiné : l'extraction du bois de chauffage et la circulation et l'alimentation du bétail, liés à des économies paysannes qui exercent l'élevage extensif. Dans ces zones, pour toutes les simulations, la perte de superficies de forêt à l'avenir a le plus de chance de se produire dans les secteurs associés avec les vallées de Llesquehue, Contaco et Huellehue. La récupération des forêts est prévue surtout dans les parties les plus élevées et plutôt éloignées des zones où se concentrent les logements, certaines d'entre elles coïncidant avec les alerzales.

Dans le scénario de référence des plantations forestières, les grandes plantations d'entreprises privées s'étendent en amont sur l'Est et le Nord de l'aire d'étude, mais leur croissance n'est pas très étendue. Cependant les nouvelles plantations autour de la route U-40 apparaissent dans des terrains appartenant à de petits agriculteurs participants aux programmes de promotion de plantations paysannes organisées par le partenariat public-privé.

Pour les alerces, le scénario tendanciel de qualité de la végétation basé sur les trajectoires observées de détériorée/non-détériorée pendant les années 2000 propose une augmentation annuelle moyenne pour l'année 2040 d'environ 15 hectares, alors que le scénario basé sur la période 1986-2001, prévoit une perte de -2 hectares annuelles. La seule différence du lien les hommes et les alerzales pour ces deux périodes que nous connaissons - sans exclure qu'il puisse exister d'autres causes qui ne sont pas envisagées - est que depuis 2000, plus de terres ont été rendues à la population Huilliche ; depuis lors, les communautés autochtones ont donc accès à des

plans d'extraction (d'alerce "mort") approuvés par les autorités forestières. Les nouvelles zones endommagées sont différentes dans chaque scénario, non seulement par l'accroissement de la quantité de surface, mais également par leur emplacement ; sur le scénario reposant sur la décennie de 2001-2008, les alerzales endommagées correspondent à ceux dont les communautés autochtones profitent maintenant légalement, tandis que dans le scénario basé sur la période 1986-2001, ces mêmes alerzales évoluent pour 2040 avec de meilleurs signes de récupération.

En ce qui concerne les aspects qui ont entravé la mise en œuvre d'une modélisation idéale, à la fois l'ampleur et l'échelle spatiale jouent contre cette étude, car les conditions climatiques et l'accès jouent un rôle important pour le déplacement dans une zone montagneuse d'une longueur de 130 kilomètres. Il n'est pas facile de connaître – d'une manière spatialement représentative – la diversité des sites, tant du point de vue écologique qu'humain. Bien que la population ne soit pas nombreuse, elle est dispersée, et quelques-uns des habitants vivent dans des endroits isolés à certaines périodes de l'année, avec un accès par bateau à partir de Bahia Mansa, à cheval ou à pied pendant 8 à 10 heures, sous une pluie concentrée et constante, en passant parfois par une forêt obscure, dont les habitants connaissent presque chaque arbre. Arriver jusqu'aux alerzales est deux fois plus difficile, puisque ceux-ci se trouvent sur les sommets, où l'on rencontre une pluie plus intense, des sols très humides ce qui complique la marche. Il faut parfois ajouter à cela le mystère qui est gardé autour des alerzales, et le manque de disponibilité des paysans pour accompagner les étrangers (par exemple des chercheurs scientifiques) aux alerzales en exploitation.

Nous croyons qu'il serait utile d'approfondir l'identification plus détaillée des signatures spectrales des différentes communautés végétales dans l'habitat des alerzales et de suivre leur évolution. Le travail réalisé ici à partir de polygones des alerzales de la CONAF n'est pas spatialement tout à fait exact, car les polygones couvrent parfois des zones avec très peu ou pas de présence d'individus d'Alerce, dans certains cas, avec la présence dominante de *Nothofagus spp.* Surpasser ces difficultés d'accès implique d'investir dans des ressources qui échappent à une étude de cette nature, mais qui pourraient correspondre à une institution de planification territoriale..

Comme nous l'avons noté à la fin du chapitre antérieur, la modélisation et l'exercice prospectif sont complétés par l'incorporation et la participation de tous les acteurs impliqués, puisque chacun d'eux à sa mesure use ou transforme le paysage. L'incorporation et la mise en pratique des points de vue modélisateurs utilisés ici dans la planification du territoire et la génération de politiques publiques, peuvent énormément contribuer à promouvoir la postulation de stratégies pour conserver la forêt et pour améliorer la qualité de vie de ses habitants, car les outils ne sont plus que des techniques lorsqu'il n'existe pas une vision et une gestion articulées et démocratiques entre les (multi-) acteurs.

Il reste encore une grande surface de forêt native que l'on peut mettre à profit et maintenir dans le temps. La vision globale de l'aire – pas seulement comme des parcelles – est un défi pour la planification, à laquelle ces outils contribuent. Comme nous l'avons évoqué, il s'agit seulement des premiers pas dans l'adoption et usage de ces outils, qui une fois mis en place, peuvent être perfectionnés. Nous savons aussi qu'il existe d'autres outils et des points de vue méthodologiques et complémentaires, qui peuvent également s'accoupler à ces modèles dans le futur, tels que les systèmes multi-agents qui mettent l'accent sur les interactions entre les individus dans un contexte spatial.

Nous croyons qu'il y a un grand défi pour la société chilienne, désormais la société mondiale, de préserver de manière bien représentée les écosystèmes des forêts tempérées du hémisphère sud, dont la richesse en espèces endémiques et leur culture particulière sont un héritage pour la diversité planétaire, si nécessaire à la vie. Les regards scientifiques du troisième millénaire expérimentent changements dans la façon de concevoir la connaissance, en cherchant à comprendre l'espace humain comme un réseau de relations complexes entre les différents éléments qui le composent, d'où l'avenir émerge de leurs interactions et les changements sont perçus dans le paysage. Dans cette complexité, la frontière entre le sujet et l'objet devient floue, car le monde n'est pas séparé de nous et la nature n'est pas outre nous. Depuis cette perspective, partager et mettre en profit l'environnement à travers des règles élaborées seulement par des secteurs déterminés de la société, qui ne représentent pas la diversité d'acteurs au-delà des experts ou des groupes de plus grand pouvoir politique ou économique, conduira finalement à susciter des problèmes de dégradation de l'environnement et conflits sociaux. La diversité culturelle joue un rôle clé dans le développement durable et ne peut pas être ignorée dans la prise de décisions impliquant des groupes ou des communautés qui partagent un territoire et interagissent plus directement et de façon permanente avec des éléments de l'environnement naturel. En conséquence, autour d'un problème environnemental, les regards sont multiples, changeantes, collaborateurs ou controversées, même au sein d'une communauté – ethnique – qui partage un territoire les différends entre tous les acteurs sont présents. Pour la continuité et la mise en pratique de la modélisation prospective doit avoir une base concrète dans l'Etat, idéalement une entité interinstitutionnelle au sein du gouvernement régional (GORE), de sorte que les acteurs soient impliqués dans la construction et les récursivités de toutes les étapes de la modélisation : la sélection et l'évaluation des variables, le calibrage, la validation et bien sûr dans la phase prospective.

Nous aurions souhaité continuer d'extraire plus de résultats de tous les modèles mis en œuvre et de leurs combinaisons, ainsi qu'avoir construit d'autres scénarios, car nous savons qu'il est possible d'obtenir beaucoup plus de cette thèse. À ce stade de la thèse, nous découvrons des aspects que nous n'avons pas vu au début ; de nombreuses questions que nous avons développées plus que nécessaire, ou au contraire pas assez approfondies, mais les approches de modélisation que nous avons utilisées ici sont telles qu'elles ne finissent jamais, elles sont à moduler, récursives et perfectibles, et nous montrent à chaque fois quelque chose de différent qui complète la connaissance de notre réalité incertaine et changeante.

Bibliographie

- A -

- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., et al.,** 2002. Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests. *Science* 297, 1999-1002.
- Agetsuma N.,** 2007. Ecological function losses caused by monotonous land use induce crop raiding by wildlife on the island of Yakushima, southern Japan. *Ecol Res* 22: 390–402.
- Agrawal A., Gibson C.C.,** 1999. Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation. *World Development* Vol. 27, No. 4, pp. 629-649
- Agrawal, C., Green G.M., Grove J.M., Evans T.P., Schweik C.M.,** 2002. A Review and Assessment of Land-use Change Models: Dynamics of Space, Time and Human Choice, US Department of Agriculture, Forest Service, Technical Report NE-297, 61 pp., Newton Square.
- Albert F.,** 1911. La necesidad urgente de crear una Inspección General de Bosques, Pesca i Caza. Ministerio de Industrias. Sección de Aguas y Bosques. Chile
- Alexandridis A., Vakalis D., Siettos C.I., Bafas G.V.,** 2008. A cellular automata model for forest fire spread prediction: The case of the wildfire that swept through Spetses Island in 1990. *Applied Mathematics and Computation* 204, 191–201.
- Alfaro G., Frutos J., Kelm U. Miller H., Barra F., Helle, S.,** 1994. Marco geológico - estructural en la distribución de oro-paladio y platino en rocas ultramáficas serpentinizadas de la Cordillera de la Costa del Sur de Chile. *Actas 7º Congreso Geológico Chileno*. UDC : 714-719.
- Almeida C.M., Vieira Monteiro A.M., Camara G., Soares-Filho B.S., et al.,** 2005. GIS and remote sensing as tools for the simulation of urban land-use change. *International Journal of Remote Sensing* 26, 759–774.
- Altamirano P., Bernal M.M,** 2004. Conocimiento y conservacion del medio ambiente: un modelo educativo basado en la historia local, caso manquemapu, provincia de Osorno, X Región. Tesis presentada para optar al título de Antropólogo. UACH.
- Altamirano A., Lara A.,** 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *BOSQUE* 31(1): 53-64.
- Ancapán J.,** 2011. Plan maestro Rewe Mapu – Lahual. Mapu Lahual – Territorio Hulleche.
- Angelsen A., Kaimowitz D.,** 1999. Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models. *The World Bank Research Observer*, vol. 14, no. 1 (February), pp. 73–98.
- Angelsen A.,** 2007. Forest Cover Change in Space and Time: Combining the von Thünen and Forest Transition Theories. *World Bank Policy Research Working Paper* No. 4117. World Bank.
- Arbib M.A.,** (ed.), 2003. *The Handbook of Brain Theory and Neural Networks*, 2nd Ed., MIT Press, Cambridge MA, pp. 1163-1167.
- Armesto J., Villagrán C., Donoso C.,** 1994. Desde la era glacial a la industrial: La historia del bosque templado chileno, 66 *Ambiente y Desarrollo*.
- Armesto J., León-Lobos A., Arroyo M.,** 1996b. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: Una Isla Biogeográfica. In : Armesto J., Villagrán C. Arroyo M.K. (Eds), *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Capítulo 1, p. 23-28. Editorial Universitaria.
- Armesto J.J., Smith-Ramirez C., Rozzi R.,** 2001. Conservation strategies for biodiversity and indigenous people in Chilean forest ecosystems. *Journal of the Royal Society of New Zealand*. Volume 31: Number 4 December, pp 865-877.

- Armesto J., Aravena J., Villagrán C., Pérez C., Parker. G.,** 1996a. Bosques templados de la Cordillera de la Costa. *In* : Armesto J., Villagrán C., Arroyo M.K. (Eds.), *Ecología de los bosques nativos de Chile*, Capítulo 10, 199-213. Editorial Universitaria, Santiago.
- Armesto, J.J., M. Carmona, C. Smith-Ramírez, J.L., et al.,** 2009a. Old-growth temperate rain forests of South America: Conservation, plant-animal interactions, and baseline biogeochemical processes. Old-growth forests: Function, fate and value. *In* : Wirth C., Gleixner G., Heimann M., (Eds). "Ecological Studies", Vol. 207, 367-390. Springer New York, Berlin, Heidelberg.
- Armesto J.J., Manuschevich D., Mora A., Smith-Ramírez C., et al.,** 2009b. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *s. Land Use Policy* 27: 148-160.
- Arnold F.,** 1998. Sustitución de Bosque Nativo en Chile, destrucción de un valioso Recurso Natural, CODEFF. Chile.
- Arrow K., Bolin B., Costanza R., Dasgupta P., Folke C., et al.,** 1996. Economic Growth, Carrying Capacity, and the Environment *Ecological Applications* Vol. 6 No. 1, 13-15.
- Arroyo M.T.K., Cavieres L., Peñaloza L., Riveros A.M., Faggi A.M.,** 1996. Relaciones fitogeográficas y patrones regionales de riqueza de especies en la flora del bosque lluvioso templado de Sudamérica. *In* : Armesto J., Villagrán C. Arroyo M.K. (Eds), *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Capítulo 4, p. 71-99. Editorial Universitaria.
- Arroyo M.T.K., Marquet P., Marticorena C., Simonetti J., et al.,** 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. *In*: Saball P., Arroyo M.T.K., Castilla J.C., et al., (Eds.), *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*, pp. 94-99. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Santiago, Chile.
- Astorga, L.,** 2006. Desarrollo rural en áreas forestales y metodologías participativas. *In* : Catalán R., Wilken P., et al. (Eds), *Bosques y comunidades del sur de Chile*. Ed. Universitaria, pp. 53-65.
- Aylwin J.,** 2000. Los conflictos en el territorio mapuche: antecedentes y perspectivas. *Revista Perspectivas*, vol. 3, N° 2, pp. 277-300.
- Baker W.L.,** 1989. A review of models of landscape change. *Landscape Ecology* vol. 2 no. 2 pp 111-133. DOI 10.1007/BF00137155
- Barredo, J.I.,** 1996. Evaluación multicriterio y Sistemas de Información Geográfica en la Ordenación del Territorio. Ra-ma. Madrid.
- Barredo J.I., Kasanko M, McCormick N., Lavalle C.,** 2003. Modelling dynamic spatial processes: simulation of urban future scenarios through cellular automata. *Landscape and Urban Planning* 64, 145–160.
- Barreteau O., Abrami G., Chennit S., Patrice Garin P.,** 2004. Simulating irrigation co-ordination in a virtual basin with joint use of Role Playing Games and Agent Based Modelling. Séminaire Pcsi, novembre 2004, Montpellier, France.
- Batty M., Torrens P.M.,** 2001. Modeling Complexity : The Limits to Prediction. 12ème Colloque Européen de Géographie Théorique et Quantitative, St-Valéry-en-Caux, France, 7-11 septembre. <http://cybergeog.revues.org/1035>
- Behera M.D., Borate S.N., Panda S.N., Behera P.R., Roy P.S.,** 2012. Modelling and analyzing the watershed dynamics using Cellular Automata (CA)–Markov model – A geo-information based approach. *J. Earth Syst. Sci.* 121, No. 4, August, pp. 1011–1024.
- Bengoa J.,** 2000. Historia del Pueblo Mapuche (Siglos XIX y XX). Editorial LOM
- Berger G.,** 1964. Phénoménologie du temps et prospective. Paris : PUF.

- Bertalanffy LV.**, 2012, *Théorie générale des systèmes*. Collection: IDEM, Dunod, 328 pages.
- Bhattarai M., Hammig M.**, 2001. Institutions and the environmental Kuznets curve for deforestation: a crosscountry analysis for Latin America, Africa and Asia. *World Development* 29 (6), 995–1010.
- Binder, M.D., Hirokawa N., Windhorst U.**, 2008. *Encyclopedia of Neuroscience*. Springer.
- Boerner R.E.J., DeMers MN., Simpson JW., Artigas FJ., Silva A., Berns L.A.**, 1996. Markov models of inertia and dynamism on two contiguous Ohio landscapes. *Geographical Analysis* 28:56-66. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1538-4632.1996.tb00921.x/pdf>
- Bonn, F. et Cliche, G.**, (1982) Une étude préliminaire de l'information contenue dans la bande Thematic Mapper 5 (1,55-1,75 μm) de Landsat D à partir d'un vol de simulation. *Les Colloques de l'INRA, Signatures spectrales d'objets en télédétection, Colloque international Avignon (France)*, 8-11 septembre 1981, 674 p.
- Boserup E.**, 1965. *Population and Technological Change: A Study of Long-Term Trends*. Chicago, The University of Chicago Press.
- Bosque Sendra, J.**, 2005. Espacio geográfico y ciencias sociales. Nuevas propuestas para el estudio del territorio. *Investigaciones Regionales*, primavera, número 006, Asociación Española de Ciencia Regional, Alcalá de Henares, España, pp. 203-221
- Botequilha A, Miller J, Ahern J, McGarigal K.**, 2006. *Measuring Landscapes. A planner's handbook*. Washington, Island Press
- Bourne L.S.**, 1969. Forecasting land occupancy changes through Markovian probability matrices: A central city example. Centre for Urban and Community Studies, Department of Geography, University of Toronto.
- Bousquet F.**, 2001. *Modélisation d'accompagnement Simulations multi-agents et gestion des ressources naturelles et renouvelables. Mémoire pour l'obtention de l'Habilitation à Diriger les Recherches de l'Université de Lyon*.
- Bousquet F., Le Page C.**, 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling* 176 (2004) 313–332
- Broadbent E.N., Asner G.P., Keller, Knapp D.E., Oliveira P.J.C., Silva J.N.**, 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological conservation* 141, p. 1745–1757.
- Brown L.A.**, 1970. On the use of Markov chains in movement research. *Economic Geography*, Vol. 46 : 393-403. URL: <http://www.jstor.org/stable/143152>
- Brown D.G., Pijanowski B.C., Duh J.D.**, 2000. Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest, USA. *Journal of Environmental Management* 59, 247–263. doi:10.1006/jema.2000.0369
- Brüggen**, 1950. Paleoecology of The Southern Chilean Lake District-Isla Grande de Chiloé During Middle-late Llanquihue Glaciation and Deglaciation., 231-284 p.
- Bruna E.M.**, 2004. Biological Impacts of Deforestation and Fragmentation. *Encyclopedia of forest sciences*, p. 85-90.
- Brunet R., Ferras R. et Théry H.**, 1993. *Les mots de la géographie. Dictionnaire critique*, Paris, Reclus-Dokumentation française, 518 p.
- Burks A.W.**, 1970. Von Neumann's self-reproducing automata, *Essays on Cellular Automata* (A. W. Burks, ed.), University of Illinois Press, Urbana, pp. 3–64 (Essay One).
- Burnham B.O.**, 1973. Markov intertemporal land use simulation model. *Southern Journal of Agricultural Economics* July, 253–258.

Buzai G.D., 2011. Geografía y sistemas de información geográfica evolución teórico-metodológica hacia campos emergentes. *Rev. Geográfica de América Central*, Número Especial.

Caldas M., Walker R., Arima E., Perz S., Aldrich S., Simmons C., 2007. Theorizing Land Cover and Land Use Change: The Peasant Economy of Amazonian Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 97, no 1, p. 86-110.

Camus P., 2006. Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile. 1541-2005. Colección Sociedad y cultura. Ed. LOM. 374p.

Camus P., Hajek E.R., 1998. Historia ambiental de Chile, Andros Impresores. 183 pp.

Cannell M., 1999. Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests* 17: 239–262.

Cárdenas L., 2006. Red de Parques Comunitarios Mapu Lahual: una experiencia de las comunidades indígenas de la cordillera de la Costa. In Catalán R., Wilken P., Kandzior A., Tecklin D., Burschel H., (Eds) *Bosques y comunidades del sur de Chile*. Editorial Universitaria, p. 308-317.

Cárdenas L., Escobar A., Soto R., 2001. El Alerce y las comunidades huilliches de Osorno. In : *Arboles, recursos naturales y comunidades indígenas*. Éditeurs: Peña A., Díaz M. CONAF.

Catalán R., 2006. Aspectos fundamentales en la gestión comunitaria de bosques en Chile: la experiencia del Fondo Bosque Templado. In : Catalán R., *et al.* (Eds), *Bosques y comunidades del sur de Chile*. Ed. Universitaria, pp. 107-118.

Cavieres, A. Lara, A., 1983. La Destrucción del Bosque Nativo para ser reemplazado por plantaciones de Pino insignie: Evaluación y proposiciones. Estudio de Caso en la Provincia de Biobío. CODEFF. Informe Técnico N° 1. Santiago, 97 p.

CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe), 2001. La inversión extranjera en América Latina y el Caribe. Informe 2000.

Cerda Ignacio, Olavaria José et Ávalos Marta., 1992. Le secteur forestier au Chili. INFOR - CORFO. Rapport technique N° 129

Chambre de députés, 2000. Seminario, el Alerce: amenazas y oportunidades de una especie protegida. Comisión de Recursos Naturales. Bienes Nacionales y Medio ambiente. Santiago.

Chateaneuf R., Fuentes A., Garrido F., 2011. Política y economía del sector forestal, Chile. Ocho Libros, Santiago de Chile, 176 p.

Chen H., Pontius Jr R.G., 2010, « Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection along a gradient of an explanatory variable », *Landscape Ecology*, vol. 25, 1319-1331.

Chorley R., Haggett P., 1971. La geografía y los modelos socioeconómicos. Madrid : Instituto de Estudios de Administración Local, 437 p.

Choumert J., Combes Motel P., Dakpo H.K., 2013. Is the Environmental Kuznets Curve for deforestation a threatened theory? A meta-analysis of the literature. *Ecol Economics* 90 19–28.

Christaller W., 1933, *Die zentralen Orte in Süddeutschland*. Jena, Fischer ; trad. am., *Central Places in Southern Germany*, Englewood Cliffs, Prentice-Hall.

Chuvieco E., 1996. Fundamentos de teledetección espacial. Ediciones Rialp S.A. Madrid.

Chuvieco E., Congalton R.G., 1988. Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. *Geocarto International* 4:41-53.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), 2003. Estudio agrologico X Region. Descripciones de suelos materiales y símbolos. Cartografía digital adjunta.

- CLIODINAMICA Asesorías**, 2013. Actualización del Plan de Desarrollo Comunal de la Ilustre Municipalidad de Osorno. Período 2013-2017, p.68.
- Colasanti R.L.**, 1991. Discussions of the possible use of neural network algorithms in ecological modelling. *Binary* 3, 13–15.
- Collins L.**, 1975. An Introduction to Markov Chain Analysis, *Geo Abstracts*.
- Collins L., Drewett R., Ferguson R.**, 1974. Markov models in Geography. *The Statistician* 23: 179-209. <http://www.jstor.org/stable/2987580>
- Comisión de Verdad Histórica y Nuevo Trato**, 2003. Informe de la Comisión Verdad Histórica y Nuevo Trato de los Pueblos Indígenas.
- CONADI (Corporación Nacional Forestal)**, 2007. Diagnóstico participativo de la unidad de planificación Purranque, Programa Orígenes Segunda Fase.
- CONADI**, 2008a. Diagnóstico participativo II fase. Ámbitos social-económico; fortalecimiento cultural. Jurisdicción Cúinco, comuna de San Juan de la Costa. Programa Orígenes.
- CONADI**, 2008b. Programa Orígenes II Fase diagnóstico participativo ámbitos social-económico, cultural y fortalecimiento organizacional. Jurisdicción Riachuelo, comuna de Río Negro, Décima Región de Los Lagos.
- CONAF, CONAMA, BIRF**. 1999. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales de Chile, Informe nacional con variables ambientales.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal)**, 2006. Programa Nacional de Transferencia Técnica Forestal.
- CONAF**, 2008. Catastro de uso del suelo y vegetación. Monitoreo y actualización. Región de los Lagos.
- CONAF**, 2010. Balance de gestión integral. Año 2010.
- CONAF**, 2011a. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones. Período 1997-2011
- CONAF**, 2011b. Statistiques sur les incendies fournis par CONAF
- CONAF**, 2011c. Balance de gestión integral. Año 2011.
- CONAF**, 2012a. Balance de gestión integral. Año 2012.
- CONAF**, 2012b. Chile Forestal. Revista N°362, Octubre.
- CONAF**, 2012c. Plantaciones forestales establecidas durante el año 2011. Informe Técnico.
- CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente)**, 2002. Estrategia Regional para la Conservación y Utilización Sostenible de la Biodiversidad, Décima Región de Los Lagos.
- Concha M.**, 1998. Una mirada a la identidad de los grupos Huilliche de San Juan de la Costa. Documento de Trabajo N° 4, Centro de Investigaciones Sociales. Universidad de Arte y Ciencias Sociales – ARCIS (Tesis de Grado).
- Coquillard P., Hill D.**, 1997. Modélisation et simulation d'écosystèmes : des modèles déterministes aux simulations à événements discrets, Masson.
- Cossalter C., Pye-Smith C.**, 2003. Fast-Wood Forestry Myths and Realities. CIFOR.
- Costanza, R., Voinov, A.**, 2004. Introduction: spatially explicit landscape simulation models. In: **Costanza, R., Voinov, A. (Eds.)**, Landscape Simulation Modeling: A Spatially Explicit, Dynamic Approach. Springer-Verlag, New York, pp. 3–20.
- Cowen D J.**, 1988. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences? *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54: 1551-4.
- Cropper M. et Griffiths C.**, 1994. The interaction of population growth and environmental quality. *Population economics*, Vol. 84 (2): 250-254.

Culas R.J., 2007. Deforestation and the environmental Kuznets curve: an institutional perspective. *Ecological Economics* 61 (2–3), 429–437.

Cumming G.S., 2007. Global biodiversity scenarios and landscape ecology. *Landscape Ecology*, 22:671–685.

Cumming, G.S., P. Olsson, F.S. Chapin, III, and C.S. Holling., 2012. Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology* Volume 28, Issue 6, pp 1139-1150.

Cunill P., 1971. Factores en la destrucción del paisaje chileno; recolecciones, caza y tala coloniales. *Informaciones Geográficas*, Santiago de Chile, Número especial: 235-264.

Cycon D.E., 1991. When Worlds collide: law, development and indigenous people. *The England Law Review* 25:761-794.

'Almeida ., Vörösmarty .J., Marengo J.A., Hurtt G. ., ingman S.L., Keim . ., 2006. A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. *Journal of Hydrology* 331: 125-136.

DeFries R., Achard F., Brown S., Herold M., Murdiyarso D., Schlamadinger B., Souza Jr. C., 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science & Policy* 10 :385 – 394.

De Gregorio J., 2005. Crecimiento económico en Chile: evidencia, fuentes y perspectivas. *Estudios Públicos*, 98 (otoño).

de Jouvenel B., 1965. *Futuribles*.

De Rosnay J., 1975. *Le Macroscopie, vers une vision globale*, Ed. Seuil, Paris.

Díaz S., Larraín, O.; Lara A., Echeverría C., 1998. Investigación de Cortas Ilegales y Comercialización de Alerce (*Fitzroya Cupressoides*) y Cipres de las Gúaitecas (*Pilgerodendron uviferum*).

Del Pozo S., 2013. Historia de los bosques naturales y forestal de Chile. Legislación, institucionalidad, tendencias y desafíos.

Denègre J. et Salgé F., 2004. Les systèmes d'informations géographiques, P.U.F. Collection : Que sais-je ?

Di Castri F., y Hajek, Ernst., 1976. *Bioclimatología de Chile*. PUC, 128p.

Di Méo G., 2008. Une géographie sociale entre représentations et action. *Montagnes méditerranéennes et développement territorial*, 23 ; 13-21.

Díaz S., Larraín O., Lara A., Echeverría C., 1998. Investigación de Cortas Ilegales y Comercialización de Alerce (*Fitzroya Cupressoides*) y Ciprés de las Gúaitecas (*Pilgerodendron uviferum*). Universidad Austral de Chile – WWF. Informe Técnico N° 1. Policy Development and Implementation for Forest in Chile and Argentina.

Dillehay, T., Mañosa C., 2004. Monte Verde, un asentamiento humano del Pleistoceno tardío en el sur de Chile. Santiago: Lom.

Diouf, A. Lambin E.F., 2001. Monitoring land-cover changes in semi-arid regions: remote sensing data and field observations in the Ferlo, Senegal. *Journal of Arid Environments*. 48(2). 129-148.

Donnadieu G., Durand D., Neel D., Nunez E., Saint-Paul L., 2003. L'Approche systémique : de quoi s'agit-il ? Synthèse des travaux du Groupe AFSCET " Diffusion de la pensée systémique", Paris, Association Française de Science des Systèmes Cybernétiques, Cognitifs et Techniques.

- Donoso C.**, 1983. Modificaciones del paisaje Forestal Chileno a lo largo de la historia. In: Simposio Desarrollo y Perspectiva de las Disciplinas Forestales. UACH, Valdivia, pp. 365–438.
- Donoso C.**, 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile
- Donoso C., Lara A.**, 1996. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. In : Armesto J., Villagrán C. Arroyo M.K. (Eds), Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, pp. 363-388.
- Donoso C., Lara A.**, 1999. Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Donoso P., Otero L.**, 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? BOSQUE 26(3): 5-18.
- Donoso C., Sandoval V., Grez R.**, 1990a. Silvicultura de los Bosques de Fitzroya cupressoides: ¿Ficción o realidad ? En: Bosque 11(1): 57 – 67.
- Donoso C., Grez R., Sandoval V.**, 1990b. Caracterización del tipo forestal alerce. Bosque: 11(1): 21-34.
- Dubé P, Fortin MJ, Canham C, Marceau D.J.**, 2001. Quantifying gap dynamics at the patch mosaic level using a spatially-explicit model of a northern hardwood forest ecosystem. 142 (1-2), pp 39-60.
- Durán T.**, 2000. Etnias y su relación con el bosque.. Projet CONAF – GTZ. Puerto Varas. Chili.
- Durand D.**, 1979. La systématique, PUF, Que Sais-je ? Paris.
- Durand-Dastès F.**, 2007 Modeling Concepts Used in Spatial Analysis. In Sanders L., (Eds.) Models in Spatial Analysis, Chapter 1. Londres, ISTE.
- Eastman J.R.** 2006. IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs Clark University.
- Echeverría C., Coomes D.A., Hall M., Newton A.C.**, 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. Ecological modelling 212, 439–449.
- Echeverría C., Coomes D., Salas J., Rey-Benayas J.M., Lara A., Newton A.**, 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. Biological Conservation 130: 481-494.
- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey-Benayas J.M., Coomes, D.A.**, 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. Global Ecology and Biogeography 16: 426-439.
- Echeverría C., Newton A., Nahuelhual L., Coomes D., Rey-Benayas J.M.**, 2012. How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. Applied Geography 32 : 822-831.
- Ehrhardt-Martínez K.**, 1998. Social Determinants of Deforestation in Developing Countries: A Cross-National Study. Social Forces, December, 77(2):567-586.
- El-Melegy M.T., Ahmed S.M.**, 2007. Neural Networks in Multiple Classifier Systems for Remote Sensing Image Classification, StudFuzz 210, 65–94.
- Elizalde R.**, 1970. La sobrevivencia de Chile. La conservación de sus recursos naturales renovables. Servicio Afícola y Ganadero. Segunda edición, El Escudo Impresores-Editores Ltda.
- Elmozino H, Lobry C.**, 1997. Automates cellulaires et modélisation de la dynamique forestière. Ecology 28 (4), pp 307-324.

- Emanuelli P.**, 2006. Perspectivas comerciales del manejo de bosque nativo de pequeños y medianos propietarios: una aproximación desde la experiencia del PCMSBN. In : Catalán R., Wilken P., *et al.* (Eds), Bosques y comunidades del sur de Chile. Ed. Universitaria, pp. 87-104.
- Epting J, Verbyla D, Sorbel B.**, 2005. Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote Sensing of Environment* 96, 328–339.
- Estades C.F., Temple S.A.**, 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture)**, 1948. *Unasylva*. Revue internationale des forêts et des produits forestiers - Vol. 2, No. 5
- FAO**, 2010. Evaluation des ressources forestières mondiales 2010. Rapport principal. N° 163.
- FAO**, 2011. Situation des forêts du monde 2011.
- FAO**, 2012. Situation des forêts du monde 2012.
- Farley K.A.**, 2010. Pathways to forest transition: Local case studies from the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography*, 9 (2).
- Feng Y., Liu Y., Tong X., Liu M., Deng S.**, 2011. Modeling dynamic urban growth using cellular automata and particle swarm optimization rules. *Landscape and Urban Planning* 102, 188– 196.
- Ferber J.**, 1995. Les systèmes multi agents. Vers une intelligence collective. InterEditions
- Ffrench-Davis R.**, 2001. Entre el neoliberalismo y el crecimiento con equidad en Chile; tres décadas de política económica. 2ª ed., Dolmen Ediciones, Santiago.
- Fiabane C**, 1998. Fomento forestal decreto ley 701 de 1974 y ley 19.561. Temporada Agrícola N° 11, ODEPA.
- Filatova T., Verburg P.H., Parker D.C., Stannard C.A.**, 2013. Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environmental Modelling & Software* 45, 1-7.
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., et al.**, 2005. Global Consequences of Land Use, *Science*, 309: 570–574, doi:10.1126/science.1111772.
- Follador M., Villa N., Paegelow M., Renno F., Bruno R.**, 2008. Tropical deforestation modelling: a comparative analysis of different predictive approaches. The case study of Peten, Guatemala. In Paegelow M, Camacho Olmedo M.T., (eds.). 2008, 77-108.
- Forrester J.W.**, 1969. Urban dynamics. Cambridge, Massachusetts, MIT Press, 285 pp.
- Frêne C., Núñez M.**, 2010. Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo* 47: 25 - 35, Agrupacion de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo.
- Fuentes E.**, 1994. ¿Qué futuro tienen nuestros bosques? Hacia la gestión sustentable del paisaje del centro y sur de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, 290 p.
- Fuenzalida H.**, 1950. Orografía, clima y biogeografía de Chile. In : Corporacion de Fomento de la Produccion (Eds.), Geografía Economica de Chile, Santiago.

G

- Gajardo R.** 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago. Chile.
- García E., Sotomayor A. Silva S., Valdebenito G.**, S/D. Establecimiento de plantaciones forestales. INFOR.
- Gardner M.**, 1970. The Fantastic Combinations of John Conway's New Solitaire Game 'Life'.

- Gayoso J., Iroume A., 1995.** Impacto del manejo de plantaciones sobre el ambiente físico. *Bosque* 16(2): 3-12.
- Geist H., Lambin E., 2001.** What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. *Land-Use and Land-Cover Change - IGBP. LUCC Report Series*: 4.
- Geist H., Lambin E.F., 2002.** Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52: 143–150.
- Geist H., McConnell W., Lambin E. F., Moran E., Alves D., Rudel T., 2006.** Causes and trajectories of land-Use/Cover change. In E. F. Lambin, & H. Geist (Eds.), *Land-use and land-cover change local processes and global impacts*. 1st ed., pp. 41-70, Germany: Springer.
- Gibson, P. J. y Power, C. H., 2000.** *Introductory Remote Sensing – Digital image processing and applications*. Taylor & Francis.
- Gillet F., 2008.** Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. *Ecological modelling* 217,1–18.0
- GLP (Global Land Project), 2005.** Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report No. 53/IHDP Report No. 19. IGBP Secretariat, Stockholm. 64pp.
- Godet M., 1994.** *From Anticipation to Action, a Handbook of Strategic Prospective (UNESCO)*
- Green D.G., Klomp N., Rimmington G., Sadedin S., 2006.** Complexity in Landscape Ecology, *Landscape Series, Volume 4*, Springer.<http://link.springer.com.gate3.inist.fr/book/10.1007/1-4020-4287-6/page/1>
- Grosse H., 2010.** Futuro del sector forestal: breve reseña histórica y potencial a desarrollar. Instituto Forestal, INFOR, Chile.
- Guan D., Gao W., Watari K., Fukahori H., 2008.** Land use change of Kitakyushu based on landscape ecology and Markov model. *Journal of Geographical Sciences*, 18: 455-468.
- Guan D.J., Li H.F., Inohae T, Su W., Nagaie T., Hokao K., 2011.** Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modeling*, 222: 3761-3772.
- Guerra, D.E., Skewes, J.C., Pino, D., Pilquiman M., 2010.** Discursos y soberanía local: Pensadoras y pensadores de la Cordillera de la Costa del sur de Chile frente a la expansión capitalista. *La Aljaba Segunda época, Volumen XIV*, pp. 31-49.
- Gutiérrez A., 2011.** Representatividad de bosques nativos disminuyó en 4.2% en los últimos 15 años. *Revista Bosque Nativo* 49: 17 – 18.
- Guyot G., 1989.** Signatures spectrales des surfaces naturelles. *Collection télédétection N°5*, 178 p. Paradigme.

H

- Hatem F., 1993.** *La prospective : Pratiques et méthodes*, Economica, série Gestion, Paris, 385 p.
- Hartley M.J., 2002.** Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155 : 81–95.
- Hebb, D., 1949.** *The Organization of Behavior*, New York: Wiley.
- Hernández J., De La Maza C.L., Estades C. (Éds.), 2007.** *Biodiversidad: Manejo y conservación de recursos forestales*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Heusser C.J., Flint R.F., 1977,** Quaternary glaciations and environments of northern Isla Chiloé, Chile: *Geology* v. 5, p. 305-308.
- Hewitson B.C., Crane R.G. (eds), 1994.** *Neural Nets: Applications in Geography*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

Hilbert D.W., Ostendorf B., 2001. The utility of artificial neural networks for modelling the distribution of vegetation in past, present and future climates. *Ecol Modelling* 146, 311–327.

Hitchcock H.C., Hoffer R.M., 1974. Mapping a recent forest fire with ERTS-1 MSS data. LARS information note 032674. LARS, West Lafayette Indiana, 124 pp.

Houet T., Hubert-Moy L., Tissot C., 2008. Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale : approche méthodologique. Application à la gestion de l'eau en Bretagne, *Revue internationale de géomatique*, vol. 18, n° 3, p. 345-373.

Huang Q., Cai Y., 2007. Simulation of land use change using GIS-based stochastic model: the case study of Shiqian County, Southwestern China. *Stoch Environ Res Risk Assess*, 21:419–426.

Huber A., Iroumé A., Bathurst J., 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes*, 22, 142–148.

IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme), 2006. Science Plan and Implementation Strategy. IGBP Report No. 55, Secretariat, Stockholm. 76pp.

INAP (Instituto de Asuntos Públicos – Universidad de Chile), 2000. Informe País: Estado del Medio Ambiente en Chile – 1999. Centro de Análisis de Políticas Públicas.

INAP, 2003. Informe País. Estado del Medio ambiente en Chile – 2002. Centro de Análisis de Políticas Públicas.

INAP, 2006. Informe país: estado del medio ambiente en Chile 2005. Centro de Análisis de Políticas Públicas.

INAP, 2010. Informe País Estado del Medio Ambiente en Chile 2008. Centro de Análisis de Políticas Públicas.

Instituto de Estudios Indígenas, 2003. Los derechos de los pueblos indígenas en Chile. Informe del Programa de Derechos Indígenas. UFRO. 1ª ed. Santiago: LOM Ediciones.

INE (Instituto Nacional de Estadísticas), 2002. XVII Censo Nacional de Población y VI de Vivienda. Chile.

INE. 2007. VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal.

INE, 2010. Estadísticas del Bicentenario: Evolucion de la poblacion de Chile en los ultimos 200 años.

INFOR (Instituto Forestal), 1992. Estadísticas Forestales 1990.

INFOR, 2008. Anuario forestal 2008. Boletín Estadístico 121

INFOR, 2009. Anuario forestal 2008. Boletín Estadístico 125

INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias), 1989. Mapa Agroclimático de Chile. Ministerio de Agricultura. Escala 1: 1.000.000, color.

J

Joliveau T., 2004. Géomatique et gestion environnementale du territoire. Recherches sur un usage géographique des SIG. Habilitation à Diriger des Recherches, Université de Rouen, 2 vol. 504 p.

Jorgensen S.E., Bendoricchio G., 2001. Fundamentals of Ecological Modelling. Thir edition. Elsevier.

Jorgenson A.K., 2008. Structural integration and the trees: An Analysis of Deforestation in Less-Developed Countries, 1990–2005. *The Sociological Quarterly* 49 :503–527.

K

Kaimowitz D., Angelsen A., 1998. Economic Models of Tropical Deforestation A Review. Center for International Forestry Research.

- Kamusoko C., Aniya M., Adi B., Manjoro M.,** 2009. Rural sustainability under threat in Zimbabwe – Simulation of future land use/cover changes in the Bindura district based on the Markov-cellular automata model. *Applied Geography* 29 ; 435–447.
- Kamusoko C., Wada Y., Furuya T., et al.,** 2013. Simulating Future Forest Cover Changes in Pakxeng District, Lao People's Democratic Republic (PDR): Implications for Sustainable Forest Management. *Land* 2 : 1-19; doi:10.3390/land2010001
- Kanevski M., Maignan M.,** 2004. Analysis and Modelling of Spatial Environmental Data. Lausanne, EPFL Press, 288 pages.
- Kanowski P., Williams K.,** 2009. The reality of imagination: Integrating the material and cultural values of old forests. *Forest Ecology and Management* 258, 341–346.
- Karafyllidis I., Thanailakis A.,** 1997. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. *Ecological Modelling* 99, 87-97.
- Katz J., Stumpo G., Varela F.,** 1999. El complejo forestal chileno. CEPAL/IDRC.
- Kelly R.A., Jakeman A.J., Barreteau O., et al.,** 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling & Software* 47, 159-181.
- Key C.H., Benson N.C.,** 1999, The Normalized Burn Ratio, a Landsat TM radiometric index for burn severity.
- Khoi, D.D., Murayama, Y.,** 2011. Modeling deforestation using a neural network-Markov model. In *Spatial Analysis and Modeling in Geographical Transformation Process: GIS-based Applications*, eds. Y. Murayama and R. B. Thapa, New York, Springer, 169-192.
- Kimmins H.,** 2003. La gestion de l'écosystème forestier: une nécessité écologique, mais est-ce une réalité concrète ou simplement un idéal écologique utopique? XII^e Congrès forestier mondial Québec, Canada.
- Kimmins H., Blanco J.A., Seely B., Welham C., Scoullar K.,** 2010. Forecasting Forest Futures : A Hybrid Modelling Approach to the Assessment of Sustainability of Forest Ecosystems and their Values. Earthscan Ltd., London, UK., 281 p.
- Kissinger G., Herold M., De Sy V.,** 2012. Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers. Vancouver, Canada: Lexeme Consulting.
- Kok K., Verburg P., Veldkamp. T.,** 2007. Integrated assessment of the land system *Land. Use Policy* 24 (2007) 517–520
- Koné N., Paré S., Thiombiano L., Compaoré H.,** 2002. Évaluation de la bande moyen infrarouge TM5 pour l'identification des cultures et de la végétation naturelle en zone cotonnière du Burkina Faso. *Télédétection*, vol. 2, n° 3, p. 183-192
- Koutsias M., Karteris M.,** 2000. Burned area mapping using logistic regression modeling of a single post-fire Landsat-5 Thematic Mapper image. *International Journal Remote Sensing* 21:673–687
- Koutsias N., Pleniou M., Nioti F., Mallinis G.,** 2010. Spectral signatures of burned surfaces: evidence from hyperspectral remote sensing data. *Proc. Hyperspectral Workshop*. Frascati, Italy, 17–19 March 2010 (ESA SP-683, May 2010)
- Kriegler F.J., Malila W.A., Nalepka R.F. Richardson W.,** 1969. Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition, in: *Proceedings of the 6 International Symposium on Remote Sensing of Environment*, University of Michigan, Ann Arbor, MI, pp. 97-131.

L

- Ladrón de Guevara B.**, 2004. Patrimonio y territorio: huellas del aprendizaje en tres años del Área de Patrimonio del Sistema Nacional de Información Territorial (SNIT). Conserva N° 8, 2004. Centro Nacional de Conservación y Restauración.
- Ladrón de Guevara B., García P., Prieto P., Riveros J.**, 2007. Desarrollo de la Unidad de Geoinformación del Patrimonio (UGP) en el CNCR: patrimonio, territorio y gestión pertinente. Conserva N° 11, 2007. Centro Nacional de Conservación y Restauración.
- Lambin E.F.**, 1994 Modeling deforestation processes, a review. Trees, tropical ecosystem environment observation by satellites. Research Report No. 1, European Commission Joint Research Center/European Space Agency, Brussels.
- Lambin, E.F., Geist, H.**, (Eds.), 2006. Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes, Global Impacts, Global Change - The IGBP Series, Berlin, Springer.
- Lambin E.F., Meyfroidt P.**, 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. PNAS, March 1, vol. 108, no. 9.
- Lambin E.F., Rounsevell M.D.A., Geist H.J.**, 2000. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? Agriculture, Ecosystems and Environment 82, 321–331.
- Lambin E.F., Turner B.L., Geist H.J., Agbola S.B., Angelsen A., et al.**, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change 11: 261–269.
- Langlois A., Phipps M.**, 1997. Automates cellulaires. Application à la simulation urbaine. Hermès, Paris,
- Langlois P.**, 2010. Simulation des systèmes complexes en géographie. Fondements théoriques et applications. Hermès-Lavoisier, Paris.
- Lara, A.**, 2000. Importancia científica, protección legal y uso destructivo de los bosques de Alerce (*Fitzroya cupressoides*): una contradicción que debe resolverse, *in*: Bosque Nativo N° 27. pp. 3 – 13.
- Lara A., Villalba R.**, 1993. A 3620-Year Temperature Record from *Fitzroya cupressoides* Tree Rings in Southern South America, Science 260: 1104–1106.
- Lara A., Donoso C., y Aravena J.C.**, 1996. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. In Armesto J., Villagrán C., Arroyo M.K. (Eds.), Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, pp. 335- 362.
- Lara A., Solari M.E., Rutherford P., Thiers, O., Trecaman R.**, 1999. Couverture de la Végétation Originelle de l'Écorégion des Forêts Valdiviennes au Chili vers 1550. UACH– WWF. Contrat N° FB49. Project “Preparation of a Bi-National Vegetation Map of The Valdivian Eco Región-Chilena Portion”.
- Lara A., Soto D., Armesto J., Donoso P., Wernli C., Nahuelhual L. Squeo F. (eds.)**, 2003. Componentes Científicos Clave para una Política Nacional Sobre Usos, Servicios y Conservación de los Bosques Nativos Chilenos. UACH – Mideplan, 111 pp.
- Lasch P., Lindner M., Erhard M., Suckow F., Wenzel A.**, 2002. Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change - The Brandenburg case study. Forest Ecology and Management, 162 (1), pp. 73-86.
- Latcham, R.**, 1930. Los indios de la cordillera y de las pampas en el siglo XVI. Revista Chilena de Historia y Geografía, Tomo LXIV, N° 68.
- Laurance W.F.**, 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. Biological Conservation 91 : 109-117.

- Le Moigne, J.L.**, 1994, *La théorie du système général*, PUF, 4ème éd.
- Leff E.**, 2007. *Ecología y capital. Racionalidad ambiental, democracia y desarrollo sustentable*. Siglo Veintiuno Editores.
- Lek S., Guégan, J.F.**, 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling* 120, 65–73.
- Levin S.**, 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73(6), p. 1943-1967. http://www.columbia.edu/cu/e3bgrads/JC/Levin_1992_Ecology.pdf
- Li H., Reynolds J.F.**, 1997. Modeling effects of spatial pattern, drought, and grazing on rates of rangeland degradation: a combined Markov and cellular automaton approach. In: Quattrochi, D.A., Goodchild,
- Lillesand T., Kiefer R.W., Chipman J.W.**, 2004. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 5th ed., John Wiley & Sons, Singapore.
- Liu J, Liu M, Zhuang D, ZHANG Z., DENG X.** 2003. Study on spatial pattern of land-use change in China during 1995-2000. *Sci China Ser D-Earth Sci*, 46: 373–384
- Liu J.Y., Deng X.Z.**, 2010. Progress of the research methodologies on the temporal and spatial process of LUCC. *Chinese Sci Bull*, 53: 1–9.
- Logofet D., Lesnaya E.**, 2000. The mathematics of Markov models: what Markov chains can really predict in forest succession. *Ecological Modelling* 125, (2-3), p. 258-298.
- Logofet D., Korotkov V.N.**, 2002. ‘Hybrid’ optimisation: a heuristic solution to the Markov-chain calibration problem. *Ecological Modelling*, 151(1), 51.
- López Garcia M.J., Caselles V.**, 1991. Mapping burns and natural reforestation using Thematic Mapper data. *Geocarto Int* 6:31–37
- Ludeke A.K., Magio R.C., Reid L.M.**, 1990. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *Journal of Environmental Management* 32: 247-59.
- Luebert, F. & P. Pliscoff.**, 2005. Sobre los límites del bosque valdiviano. *Chloris Chilensis Año 8 N° 1*. URL: <http://www.chlorischile.cl>
- Luzio L.W., Sadzawka R, Angélica, Besoain M, Eduardo et al.** 2001. Inceptisols de la cordillera de la Costa en la X Región (40°15'-41°00'S) de Chile. *R.C. Suelo Nutr. Veg.* [online]. Dic., vol.1, no.2, p.1-16.

M

- Maciá F.**, 1995. *Modelos de Administración de Redes Heterogéneas de Computadores. Sistema de Regeneración de Nodos de Red*. Tesis de Doctorado. Universidad de Alicante.
- Maestripiéri N.**, 2012. *Dynamiques spatio-temporelles des plantations forestières industrielles dans le sud chilien. De l'analyse diachronique à la modélisation prospective*. These de doctorat, Université de Toulouse Le Mirail.
- Manson S.M.**, 2001. Simplifying complexity: a review of complexity theory. *Geoforum* 32 : 405-414.
- Mardones M.**, 2004. La Cordillera de la Costa: caracterización físico ambiental y regiones morfoestructurales. In: Smith, C., Armesto, J., Valdovinos, C. (eds.), *Ecología y biodiversidad de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago – Chili.
- Mas J.F., Puig H., Palacio J.L., Sosa-Lopez A.**, 2004. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling & Software*, 19(5), 461–471.
- Mas J.F., Kolb M., Houet T., Paegelow M., Camacho M.T.**, 2011. Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d’occupation et d’usages des sols. Une approche comparative. *Revue Internationale de Géomatique* 21(3): 405-430

- Mather A. S., Needle C. L.,** 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal*, Vol. 166, No 1, March, pp. 2-13.
- Mather P., Koch M.,** 2011. *Computer Processing of Remotely-Sensed Images: An Introduction*, 4eme Edition. John Wiley & Sons,
- McCulloch, W. and Pitts, W.,** 1943. A Logical Calculus of the Ideas Immanent in Nervous Activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, Vol. 5, pp. 115-133.
- McGarigal K., Marks B.J.,** 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.
- McGee H.W., Zimmerman K.,** 1990. The Deforestation of the Brazilian Amazon: Law, Politics, and International Cooperation, 21 U. Miami INTER-AM L. Rev. 513, 518.
- Meneses M.,** 2000. Regiones VIII y X: Cambios en el uso del suelo y expansión de plantaciones. *Ambiente y Desarrollo* - Marzo / Junio. Chile.
- Meyer W.B., Turner II B.L.,** 1992. Human population growth and global land-use and land-cover change. *Annual Review of Ecology & Systematics*, Vol. 23, p39-61. 23p.
- Millennium Ecosystem Assessment,** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Milne E., Aspinall R.J., Veldkamp T.A.,** 2009. Integrated modelling of natural and social systems in land change science. *Landscape Ecology*.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura),** 1976. Decreto No 490 : Declara monumento natural a la especie forestal Alerce.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura),** 2008. *Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal*. Chile.
- Ministerio de Desarrollo Social,** 2013. Incidencia de la Pobreza a nivel Comunal, según Metodología de Estimación para Áreas Pequeñas. Chile 2009 y 2011. Informes Comunales, N°1.
- Ministerio de Energía,** 2012. Balance nacional de energía 2011. División de Prospectiva y Política Energetica.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R. Hoffmann, M. Pilgrim, et al. (eds.),** 2004. *Hotspots Revisted: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems*. CEMEX, México D.F.
- Molina, R.,** 2013. Geografías mapuches: territorios, política y desafíos en tiempos de cambio. *REV. GEO. SUR* 3(1): 15-36.
- Molina, R., Correa, M.,** 1998. Las tierras Huilliches de San Juan de la Costa. CONADI.
- Molina R., Correa, M. Smith, C. Gaínza, A.,** 2006. Alerceros Huilliches de la cordillera de la Costa de Osorno. Andros Impresores. 372 pp.
- Montaldo P., Medel F.** 1986. Características agroclimáticas del sector Malleco a Llanquihue, Chile. *Agro Sur* 14: 114-130.
- Moreira-Muñoz A.,** 2004. Nothofagus Bl., pieza clave en la reconstrucción biogeográfica del hemisferio Austral. *Rev. Chagual (Jardín Bot. Santiago)* 2: 48-56, 2004.
- Moreira-Muñoz A.,** 2011. *Plant Geography of Chile*. London, New York: Springer. Plant and Vegetation, Volume 5, Series editor, M.J.A. Werger, 320 p.
- Moreno A., Armengol E., Béjar J., et al.,** 1994. *Aprendizaje automatico*. Edicions UPC, Barcelona.
- Moreno N., Quintero R., Ablan M, Barros R., Dávila J., et al.,** 2007. Biocomplexity of deforestation in the Caparo tropical forest reserve in Venezuela: An integrated multi-agent and cellular automata model. *Environmental Modelling & Software* 22, 664-673.
- Muñoz C.,** 1971. *Chile: plantas en extinción*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

- Murayama Y., Thapa R.** (Eds.), 2011. Spatial Analysis and Modeling in Geographical Transformation Process. GIS-based Applications. Springer.
- Muller M.R., Middleton J.**, 1994. A Markov model of land-use change dynamics in the Niagara Region, Ontario, Canada. *Landscape Ecology*, 9, pp. 151–157.
- Müller R., Müller D., Schierhorn F., Gerold G., Pacheco P.**, 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Reg Environ Change*, 12:445–459.
- Minsky M.**, 1968. Matter, mind and models. Publié dans Proc. International Federation of Information Processing Congress 1965, vol. 1, p. 45-49, réimprimé dans Semantic Information Processing (Marvin Minsky Ed.) MIT Press, 1968.
- Mitchell G.**, 1993. The Practice of Operational Research. 1st edition. Chichester: John Wiley & Sons.
- Morin E.**, 1977. La méthode. La nature de la nature. Paris. Editions du Seuil.
- Mujica R.**, 2008. Opciones de recuperación para bosques degradados. In : Mujica R., Grosse H., Müller–Using B. (Eds.), Bosques seminaturales: una opción para la rehabilitación de bosques nativos degradados, 4-23, INFOR, Chile.
- Mulligan M., Wainwright J.**, 2004. Modelling and Model Building. In Wainwright, J. and Mulligan M., (Eds) Environmental Modelling: Finding Simplicity in Complexity. John Wiley, Chichester, pp. 8–73
- Myers N.**, 1996. The world's forests: Problems and potentials. *Environ. Conserv.* 21, 156–168.
- Myers N., Mittermeyer C.G., Da Fonseca G.A.B., Kent J.**, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-855.
- Neira E.**, 2011. Dendroenergía: una fuente más de energía renovable. In: Seminario Internacional de dendroenergía: Alternativa Energética para Chile. 28 de septiembre de 2011. Valdivia, Universidad Austral de Chile.
- Neira E., Rivas E.**, 2013. Evaluación del Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo (Ley N°20.283). *Revista Bosque Nativo* 52: 26 – 28.
- Newton A.C., Cayuela L., Echeverría C., Armesto J.J., et al.**, 2009. Toward Integrated Analysis of Human Impacts on Forest Biodiversity: Lessons from Latin America. *Ecology and Society* 14(2): 2.
- OIBT (Organisation internationale des bois tropicaux)**, 2002. Directives OIBT pour la restauration, l'aménagement et la réhabilitation des forêts tropicales dégradées et secondaires. Série Développement de politiques OIBT No 13.
- Orme A.R.**, 2007. Tectonism, Climate, and Landscape Change. In : Thomas Veblen T. Young K. R., Orme A. R., (Eds). The Physical Geography of South America. Oxford Univ. Press. 23-44.
- Otero, L.**, 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Pehuén, 171p.
- Otero L., Jorge Maluenda J.**, 1998. El ejemplo de la certificación del FSC: La certificación forestal como herramienta para el manejo sustentable de los bosques. *Ambiente y Desarrollo – Diciembre*, Vol XIV – N° 4, pp. 38 – 47.
- Oyarzún C., Huber A.**, 1999. Balance Hídrico en plantaciones jóvenes de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* en el sur de Chile. *Terra* 17(1): 35-44.

Oyarzún C., Aracena C., Rutherford P., Godoy R., Deschrijver A., 2007. Effects of Land Use Conversion from Native Forests to Exotic Plantations on Nitrogen and Phosphorus Retention in Catchments of Southern Chile. *Water Air Soil Pollut*, 179:341–350.

Paegelow M., 2004, Géomatique et géographie de l'environnement. De l'analyse spatiale à la modélisation prospective. Habilitation à Diriger des Recherches. Université de Toulouse – Le Mirail ; 2 tomes de 211 et de 20 p.

Paegelow M, Camacho Olmedo M.T., (Eds.), 2008. Modelling Environmental Dynamics: Advances in Geomatic Solutions. Springer.

Paegelow M., Maestripieri N., Sáez N., Toro D., 2012. Détection des plantations forestières par imagerie satellite MODIS dans le Sud du Chili. *M@ppmonde*.

Paegelow M., Camacho Olmedo M.T., Menor Toribio J., 2003. Cadenas de Markov, Evaluación multicriterio y Evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. *GeoFocus*, N° 3, p. 22-44.

Parker D.C., Manson S.M., Janssen M.A., et al., 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 93, No. 2 (Jun.), pp. 314-337. <http://www.jstor.org/stable/1515560>.

Paruelo, J.M., Epstein, H.E., Lauenroth, W.K., Burke, I.C., 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States. *Ecology* 78:953-958.

Paruelo J. M.; Garbulsky, M. F. Guerschman J.P., Jobba E. G., 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change INT. *J. Remote Sensing*. 25(14): 2793–2806.

Péguy C.P., 2001. Espace, temps, complexité ; vers une métagéographie, Belin, Reclus, 2001, 283 p

Peng C., Wen X., 1999. Recent Applications of Artificial Neural Networks in Forest Resource Management: An Overview. In: *Environmental Decision Support Systems and Artificial Intelligence*, Ulises Corté and Miquel Sànchez-Marrè, Cochairs (eds.). pp. 15-22. Technical Report WS-99-07, AAAI Press, Menlo Park, CA.

Peralta M., 1975. Tipificación de los principales suelos forestales del sector de la Cordillera de la Costa, entre el cordón de Llancacura y el de Guayusca (40°10' S y 73°10' – 74°). *Boletín Técnico* N° 31. Fac. de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. pp. 5 – 36.

Peralta G., 1991. Historia económica y urbana de Osorno. La transformación de la ciudad en el cambio de siglo. Osorno, Chile.

Pereira J.M.C., Setzer A.W., 1993. Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. *International Journal of Remote Sensing* 14:2061-2078.

Pérez-Cabello F., de la Riva J.R., 1998. El empleo de imágenes Landsat TM para la detección y cartografía de áreas incendiadas en el Prepirineo occidental oscense. *Geographicalia* 36, 131-145.

Pérez-Cabello F., Ibarra P., de la Riva J.R., et al., 2007. Impacto de los incendios forestales en comunidades vegetales sub-mediterráneas: evaluación multitemporal de la diversidad del paisaje utilizando imágenes Landsat TM. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 33, 101-114.

Pérez-Vega A., Mas JF., Ligmann-Zielinska A., 2012. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, Vol. 29, Issue 1, March, 11-23.

- Perfecto I., Vandermeera J.,** 2010. The agroecological matrix as alternative to the landsparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107 (13): 5786- 5791.
- Perz S.G., Aramburú C., Bremner J.,** 2005. Population, land use and deforestation in the pan amazon basin: a comparison of Brazil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Peru and Venezuela. *Environment, Development and Sustainability*, 7: 23–49.
- Peterken G.F.,** 1996. *Natural Woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions.* Cambridge University Press, 522 p.
- Picotte J. J., Robertson K.,** 2011. Timing Constraints on Remote Sensing of Wildland Fire Burned Area in the Southeastern US. *Remote Sensing*, 3(8), 1680-1690.
- Pijanowski B.C., Brown D.G., Shellito B.A., Manik G.A.,** 2002. Using neural networks and GIS to forecast land use changes: A land transformation model. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26(6), 553–575.
- Pijanowski B.C., Pithadia S., Shellito B.A., Alexandridis K.,** 2005. Calibrating a neural network-based urban change model for two metropolitan areas of the Upper Midwest of the United States. *International Journal of Geographical Information Science*, 19(2), 197–215.
- Pineda N., Bosque Sendra J., Gómez M., Franco R.,** 2010. Exploring the driving forces behind deforestation in the state of Mexico (Mexico) using geographically weighted regression. *Applied Geography* 30 : 576–591.
- Pisano E.,** 1954. Fitogeografía: la vegetación de las distintas zonas geográficas de Chile. *Revista Geográfica de Chile, Terra Australis*, 12: 95 – 108.
- Pisano E.,** 1966. Zonas biogeográficas. *In: CORFO. Geografía Económica de Chile.* Santiago de Chile: Corporación de Fomento de la Producción. Primer Apéndice, p. 62-73.
- Pizarro R., Zolezzi C.,** 2004. Tala ilegal de alerces: la responsabilidad de la CONAF. *Terram Publicaciones*
- Pliscoff P., Tecklin D., Farías A., Sáez J.,** 2005. Análisis de paisaje de conservación para la cordillera de la Costa de la región de Los Lagos. Documento N° 11, Serie de Publicaciones WWF Chile, Programa Ecoregión Valdiviana.
- Pontius Jr R.G., Huffaker D., Denman K.,** 2004a. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling* 179(4): 445-461.
- Pontius Jr R.G., Shusas E., Mceachern M.,** 2004b. Detecting important categorical land change while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101(2-3), 251-268.
- Pontius Jr R.G., Walker R., Yao-Kumah R., Arima E., Aldrich S., Caldas M., Vergara D.,** 2007. Accuracy Assessment for a Simulation Model of Amazonian Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 97, No. 4, pp.
- Pontius Jr R.G., Boersma W., Castella J.C., et al.,** 2008. Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Annals of Regional Science* 42: 11 – 47.
- Poulsen J.,** 2002. Typology of Planted Forests. CIFOR Infobrief.. http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/typology/john-typology.pdf (consulté le 27-Sep-2013).
- Prado Donoso J. A.,** 1997. Perspectives sur la gestion des forêts Tempérées, XI Congrès forestier mondial, 13- 22 Octobre 1997, Antalya (Turquie), vol. 6, thème 38.2.
- Prémoli A., Souto C., Lara A., Donoso C.,** 2004. Variación en *Fitzroya cupressoides* (Mol) Johnston (Alerce o Lahuán). Capítulo 12, *in: Donoso C., Prémoli, A., Gallo L., Ipinza R. (Eds). Variación intraespecífica en las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina.* Editorial Universitaria.

Pricewaterhouse Coopers, 2011. Global Forest, Paper & Packaging Industry Survey 2011 edition – survey of 2010 results.

Quenan C., Velut S. (Eds.), 2011. Los desafíos del desarrollo en América Latina. Dinámicas socioeconómicas y políticas públicas. Institut des Amériques. Institut des Amériques. STIN.

Quintanilla V., 1983. Biogeografía. Colección Geografía de Chile. Tomo III. Instituto Geográfico Militar. Santiago. 232 pp.

Quintanilla V., 1995. Los bosques templados costeros de Chile. Opúsculo explicativo del mapa de la vegetación (1:500.000). Univ. de Toulouse III. Laboratorio de Ecología Terrestre. 59 p.

Ramírez C., Riveros M., 1975. Los alerzales de Cordillera Pelada: flora y fitosociología. Medio Ambiente 1(1):3-13.

Reyes R., Lobos H., 2000. Estado de conservación del tipo forestal alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnston): amenazas y oportunidades. Revista Bosque Nativo N°27. Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo.

Ripple, W.J., Bradshaw, G.A., Spies, T.A., 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biol. Conserv.* 57, 73–88.

Roca J., 2003. Do individual preferences explain the Environmental Kuznets curve? *Ecological Economics* 45 : 3 -10.

Rodríguez J., 2008. Spatial distribution of the population, internal migration and development in Latin America and the Caribbean. UN Expert Group Meeting on Population Distribution, Urbanization, Internal Migration and Development (ESA/P/WP.206), Naciones Unidas.

Rojas R., 1996. Neural Networks. A Systematic Introduction. Springer, 453 p.

Romero, H., 1985. Geografía de los climas de Chile. Colección Geografía de Chile. Instituto Geográfico Militar.

Rosen D.E., 1968. Vicariant Patterns and Historical Explanation in Biogeography. *Syst. Zool.* 27 (2) pp. 159-188.

Rosenblatt F., 1958. The Perceptron: a probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychological Review* 65 : 386-408.

Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., 1973. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS, Third ERTS Symposium, NASA SP-351 I: 309-317.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Deering, D. W., Schell, J. A., Harlan, J. C., 1974. Monitoring the vernal advancement and retrogradation green wave effect of natural vegetation. NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, MD, 371pp.

Rudel T.K., 1998. Is There a Forest Transition? Deforestation, Reforestation, and Development Rural Sociology Volume 63, Issue 4, pages 533–552.

Rudel T.K., 2009. Tree farms: Driving forces and regional patterns in the global expansion of forest plantations. *Land Use Policy* 26 : 545–550.

Rumelhart D., Hinton G., Williams R., 1986. Learning internal representations by error propagation. In : Rumelhart D., McClelland J. (Eds.), *Parallel Distributed Processing: explorations in the microstructure of cognition*, vol. 1, MIT Press, Cambridge, MA, p. 318-362.

Russell S., Norvig P., 2010. Artificial Intelligence: A modern approach. Third edition. Pearson. SAG (Servicio Agrícola y Ganadero). VII Censo Agropecuario y Forestal - Año 2007.

S

- Saaty T.**, 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology* 15(3): 234-281.
- Saez N.**, 1997 ¿Es sustentable la explotación forestal en la Región de Los Lagos? La problemática dendroenergética como aporte analítico relevante, *Revista LIDER*, 175-186
- Sala O.E., Chapin III F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., et al.**, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Sandoval V., Real P.**, 2005. Modelamiento y prognosis estadística y cartográfica del cambio en el uso de la tierra. *Bosque* 26(1): 55-63.
- Santana R.**, 2004. Exploitation de la forêt originelle et reboisements dans la commune de San Juan de la Costa, Forêts et développement durable au Chili: Indianité Mapuche et Mondialisation. Monique Barrué-Pastor (Editeur). Toulouse: Presses. Universitaires de Mirail.
- Schaldach R., Alcamo J., Koch J., Kölking C., Lapola D.M., Schüngel J., Priess J.A.**, 2011. An integrated approach to modelling land-use change on continental and global scales. *Environmental Modelling & Software*, Volume 26, Issue 8, August, 1041-105.
- Schlatter J.**, 1977. La relacion entre suelo y plantaciones de *Pinus radiata* d.don en Chile central. Analisis de la situacion actual y planteamientos para su futuro manejo. *Bosque* Vol. 2 N° 1.
- Schlatter J.**, 1987. La fertilidad del suelo y el desarrollo de *Pinus radiata* D. Don. *Revista Bosque* 8(1):13-19. p.14).
- Schmink M., Wood C.**, 1992. *Contested Frontiers in Amazonia*. Columbia University Press, New York.
- Selleron G., Mezzadri-Centeno T.**, 2008. Evaluation of prospective modelling methods: fuzzy logics and cellular automaton applied to deforestation in Venezuela. In : Paegelow M, Camacho Olmedo M.T. (Eds.), *Modelling Environmental Dynamics: Advances in Geomatic Solutions*. Springer, 109-139.
- Sellers P.J.**, 1985. Canopy reflectance photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*, 6:1335-1372.
- SERNAGEOMIN**, 2002. Mapa Geológico de Chile a escala 1:1.000.000.
- Shandra J.M., Shircliff, E., London B.**, 2011. The International Monetary Fund, World Bank, and structural adjustment: A cross-national analysis of forest loss. *Social Science Research* 40 : 210–225.
- Sheeran K.**, 2006. Forest conservation in the Philippines: A cost effective approach to mitigating climate change? *Ecological Economics* 58: 338- 349.
- Silva E.A., Clarke K.C.**, 2002. Calibration of the SLEUTH urban growth model for Lisbon and Porto, Portugal. *Computers, Environment and Urban Systems* 26, 525–552.
- Silva E.A., Ahern J., Wileden J.**, 2008. Strategies for landscape ecology: An application using cellular automata models. *Progress in Planning* 70, 133–177.
- Silveira L., Alonso J., Martínez L.**, 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia*, Vol. X, N° 2 pág. 75 – 9.
- Silvertown J., Holtier S., Johnson J., Dale P.**, 1992. Cellular automaton models of interspecific competition for space -the effect of pattern on process. *Journal of Ecology*, 80,527-534.
- Simula M.**, 2009. Vers une définition de la dégradation des forêts : Analyse comparative des définitions existantes. FAO, Évaluation des ressources forestières Document de travail 154.
- Sioli H.**, 1985. The Effects of Deforestation in Amazonia. *The Geographical Journal*, Vol. 151, No. 2, July, pp. 197-203.

- Sleeter B.M., Calzia J.P.**, 2012. Klamath Mountains Ecoregion. *In* : Sleeter B.M., Wilson T.S., Acevedo W. (Eds), Status and Trends of Land Change in the Western United States-1973 to 2000, U.S. Geological Survey Professional Paper Chapter 13, 1794–A, p. 141-149.
- SmartWood**, 2004. Resumen Público de Certificación de Forestal Anchile Ltda., 31 p.
- Smith-Ramírez C.**, 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity and Conservation* 13: 373–393.
- Smith-Ramírez C., Pliscoff P., Teillier S., Barrera E.**, 2005. Patrones de riqueza y distribución de la flora vascular en la Cordillera de la Costa de Valdivia, Osorno y Llanquihue, Chile. *In*: **Smith-Ramírez C., Armesto J., Valdovinos C.** (Eds.), Historia, Biodiversidad y Ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile. p. 253-277, Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Soares-Filho B.S., Coutinho Cerqueira G., Pennachin C.L., Cerqueira G.**, 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling* 154, pp 217-235.
- Solecki W.D., Oliveri C.**, 2004. Downscaling climate change scenarios in an urban land use change model. *Journal of Environmental Management* 72, 105–115.
- Soto M.**, 1999. Edgar Morin. Complejidad y sujeto humano. Tesis de Doctorado. Facultad: Filosofía y Letras, Universidad de Valladolid.
- Staus, N., Strittholt, J., Dellasala, D., Robinson, R.**, 2002. Rate and patterns of forest disturbance in the Klamath-Siskiyou ecoregion, USA between 1972 and 1992. *Landscape Ecology* 17, 455–470.
- Steffen W., Sanderson A., Tyson P. D., Jäger J., Matson P. A., Moore III et al.**, 2004. The anthropocene era: How humans are changing the Earth. *In* System Global Change and the Earth System. Global Change. Chapter 3. Springer.
- Stoorvogel J.J., Fresco L.O.**, 1996. Quantification of land-use dynamics: an illustration from Costa Rica. *Land Degrad. Dev.* 7, 121–131.
- Sullivan A.L., Knight I.K.**, 2005. A hybrid cellular automata/semi-physical model of fire growth. *Complexity International Volume* 12.
- Sunderlin W.D., Dewi S., Puntodewo A., Müller D., Angelsen A., Epprecht M.**, 2008. Why forests are important for global poverty alleviation: a spatial explanation. *Ecology and Society*, 13(2): 24. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art24/.
- Susaeta E.**, 1989. La sustentabilidad en el desarrollo forestal chileno. *Ambiente. y Desarrollo*, Vol. V, Nº 3 : 13-28, Diciembre.
- Thornley J.H.M., France J.**, 2007. Mathematical models in agriculture. *Quantitative Methods for the Plant, Animal and Ecological Sciences*. CABI.
- Thomson K.P.B., Bernier M., Teillet P., Horler D., Gosselin C.**, 1984. Évaluation des capteurs TM, MSS et HRV pour estimer la superficie du maïs dans le contexte canadien. *Les Actes du 8e symposium canadien de télédétection et 4e congrès de l'association québécoise de télédétection*, Québec, 840 p.
- Tobler W.R.**, 1979. Cellular Geography. *In* : Gale S, Olsson G. (Eds.), *Philosophy in Geography* Kluwer, pp 379-386.
- Torey S.**, 1996. La percepción de la gente sobre la gestión ambiental. Vol XII, No 3, pp 58-66.
- Toro J., Gessel S.**, 1999. Radiata pine plantations in Chile. *New Forests* 18 : 33–44.
- Toutain B., Ickowicz A., Dutilly-Diane C., et al.**, 2010. Impacts of Livestock Systems on Terrestrial Ecosystems. *In* : Steinfeld H., Mooney H.A., Schneider F., E. Neville L.E., (Eds.),

Livestock in a Changing Landscape: Volume 1 Drivers, Consequences, and Responses. Island Press.

Touzet C., 1992: Les réseaux de neurones artificiels. Introduction au connexionnisme. Cours, exercices et travaux pratiques.

Tsurumi T., Managi S., 2012. The effect of trade openness on deforestation: empirical analysis for 142 countries. Environmental Economics and Policy Studies. DOI 10.1007/s10018-012-0051-5

Tucker C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sensing of Environment, 8:127-150.

Tucker C.J., Townshend J.R., Goff T.E., 1985. African land-cover classification using satellite data. Science 227:369-375.

Turner II B.L., 2001. Land-use and land-cover change: Advances in 1.5 decades of sustained international research. GAIA-ecological perspectives in science, humanities, and economics. Vol. 10, No. 4, pp. 269-272.

Turner II B.L., Robbins P., 2008. Land-Change Science and Political Ecology: Similarities, Differences, and Implications for Sustainability Science. Annual Reviews of Environment and Resources 33: 295-316.

Turner II B.L., Hanham R.O., Portaharo A.V., 1977. Population Pressure and Agricultural Intensity. Annals of the Association of American Geographers 67(3):384-396.

Turner II, B.L., Skole, D.L., Sanderson, S., Fischer, G., Fresco, L.O., Leemans, R., 1995. Land-use and land-cover change. Science/Research Plan. Stockholm and Geneva: IGBP Report No. 35 and HDP Report No. 7, 132 pp.

Turner II B.L., Lambin E.F., Reenberg A., 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences 104, 20666–20671.

UNAB (Universidad Andrés Bello), 2010a. II Encuesta de Percepción y Actitudes hacia el Medioambiente. Centro de Investigación para la Sustentabilidad.

UNAB, 2010b. IV Encuesta de Percepción y Actitudes hacia el Medioambiente Centro de Investigación para la Sustentabilidad.

V

Van Schrojenstein J., Verburg P.H., Bregt A., Geertman S., 2011. Core principles and concepts in land-use modelling: a literature review. Chapter 3. In: Koomen, E. and Borsboom-van Beurden, J. (Eds.), Land-use modeling in planning practice. Springer, Dordrecht, pp. 35-57.

Veblen T., 2007. Temperate Forests of the Southern Andean Region. In : Thomas Veblen T. Young K.R., Orme A. R. (Eds), The Physical Geography of South America. Oxford University Press. 217-231.

Veblen T. Schlegel F. 1982. Reseña ecológica de los bosques del Sur de Chile. Bosque (4)2: 73-115.

Veldkamp A., Lambin E.F., 2001. Predicting land-use change. Agriculture, Ecosystems and Environment 85 (2001) 1–6

Veldkamp, E., Weitz, A.M., Staritsky, I.G., Huising, E.J., 1992. Deforestation trends in the Atlantic zone of Costa Rica: a case study. Land Degrad. Rehabil. 3, 71–84.

Veldkamp, A., Verburg, P.H., Kok, K., de Koning, G.H.J., Priess and J., Bergsma A.R., 2001. The need for scale sensitive approaches in spatially explicit land use change modeling. Environmental Modeling and Assessment 6: 111–121.

Verburg P.H., Schot P.P., Dijst M.J., Veldkamp A., 2004a. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal* 61: 309–324.

Verburg P.H., de Nijs, T.C.M., van Eck J.R., Visser H., de Jong K., 2004b. A method to analyse neighbourhood characteristics of land use patterns. *Computers, Environment and Urban Systems* 28, 667–690.

Verburg, P.H., Kok K., Gilmore Pontius R. Jr, and Veldkamp A., 2006. Modelling land-use and land-cover change. In Lambin E.F., Geist H.J. (eds.), *Land-use and land-cover change: Local process and global impacts*. 117-135, Chapter 5, Springer-Verlag Berlin: Heidelberg, Germany.

Villagrán C., 1985. Análisis palinológico de los cambios vegetacionales durante el Tardiglacial y Postglacial en Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 58: 57-69.

Villagrán C., Hinojosa F., 1997. Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis Fitogeográfico. *Rev. Chi. Hist. Nat.* 70:241-267.

Villagrán C., Armesto J., 2005. Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. *In: Smith-Ramirez C., Armesto J., Valdovinos C. (Eds.), Historia. Biodiversidad y Ecología de los bosques costeros de Chile.* Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 99-116 pp.

Villarroel P., 1991. Región de Los Lagos: Percepción Regional de los Problemas Ambientales. *Ambiente y Desarrollo – Agosto.*

Vitousek P.M., 1992. Global environmental change: An Introduction. *Annual Review of Ecology & Systematics*, Vol. 23, p1-14. 14p.

Waggoner P.E., Stephens G.R., 1970. Transition probabilities for a forest. *Nature*, 225:1160-1161.

White R., Engelen G., Uljee I., Lavalle C., Ehrlich D., 2000. Developing an urban land use simulator for European cities. *In: Fullerton K. (Eds.), Proceedings of the Fifth EC GIS Workshop: GIS of Tomorrow*, European Commission Joint Research Centre, pp 179-190.

Wiegand C.L., Richardson A.J., 1984. Leaf area, light interception, and yield estimates from spectral components analysis. *Agronomy Journal*, 76:543-548.

Wiegand C.L., Richardson A.J., Kanemasu E.T., 1979. Leaf area index estimates for wheat from Landsat and their implications for evapotranspiration and crop modelling. *Agronomy Journal*, 71:336-342.

Wilken P., 1998. La Sustentabilidad Forestal en Chile. Aporte a una política integral de los bosques nativos y plantaciones. Serie Experiencias de Cooperación N°3/98. CODEFF - DED.

Wilson R.A., Keil F.C., 1999. The MIT encyclopedia of the cognitive sciences. Massachusetts Institute of Technology

Wolfram S., 1984. Universality and complexity in cellular automata. *Phys. D*, 10, 1-35.

Wolodarsky-Franke A., Lara A., 2003. La dendrocronología como herramienta en la conservación de especies arbóreas en peligro en Chile. *Gestión Ambiental* 9: 15-23.

Xin Y., Xin-Qi Z., Li-Na L., 2012. A spatiotemporal model of land use change based on ant colony optimization, Markov chain and cellular automata, *Ecological Modelling* 233 :11–19. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380012001184>

Yeh A.G.O., Li, X., 2003. Simulation of Development Alternatives Using Neural Networks, Cellular Automata, and GIS for Urban Planning. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 69, No. 9, September, pp. 1043–1052.

Young A., 2005. Poverty, hunger and population policy: linking Cairo with Johannesburg. *The Geographical Journal*, Vol. 171, No. 1, March, pp. 83–95, Blackwell Publishing, Ltd.

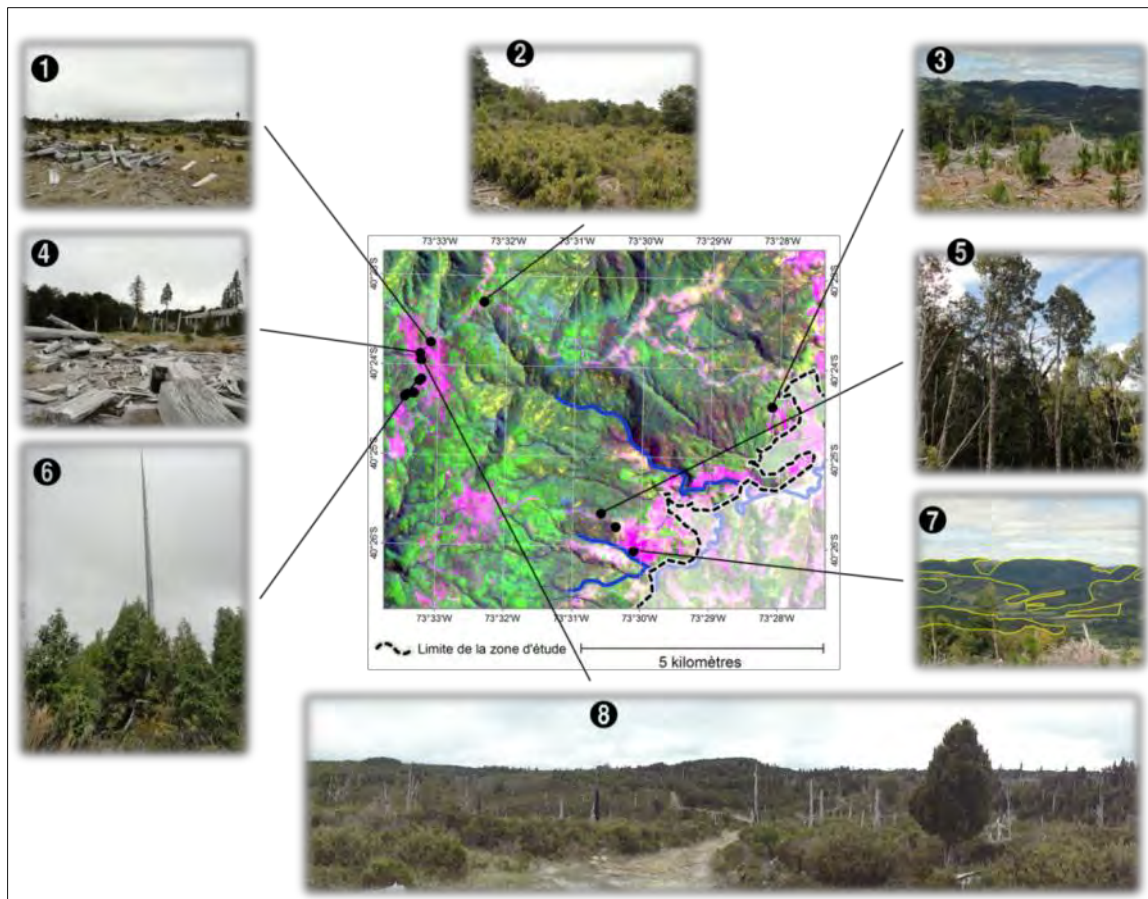
Zipperer W.C., 1993. Deforestation patterns and their effects on patches. *Landscape Ecology* 8 : 177–184.

Annexes

Annexe 1 : Les relevés de terrain



Secteurs de la cordillère observés sur le terrain.

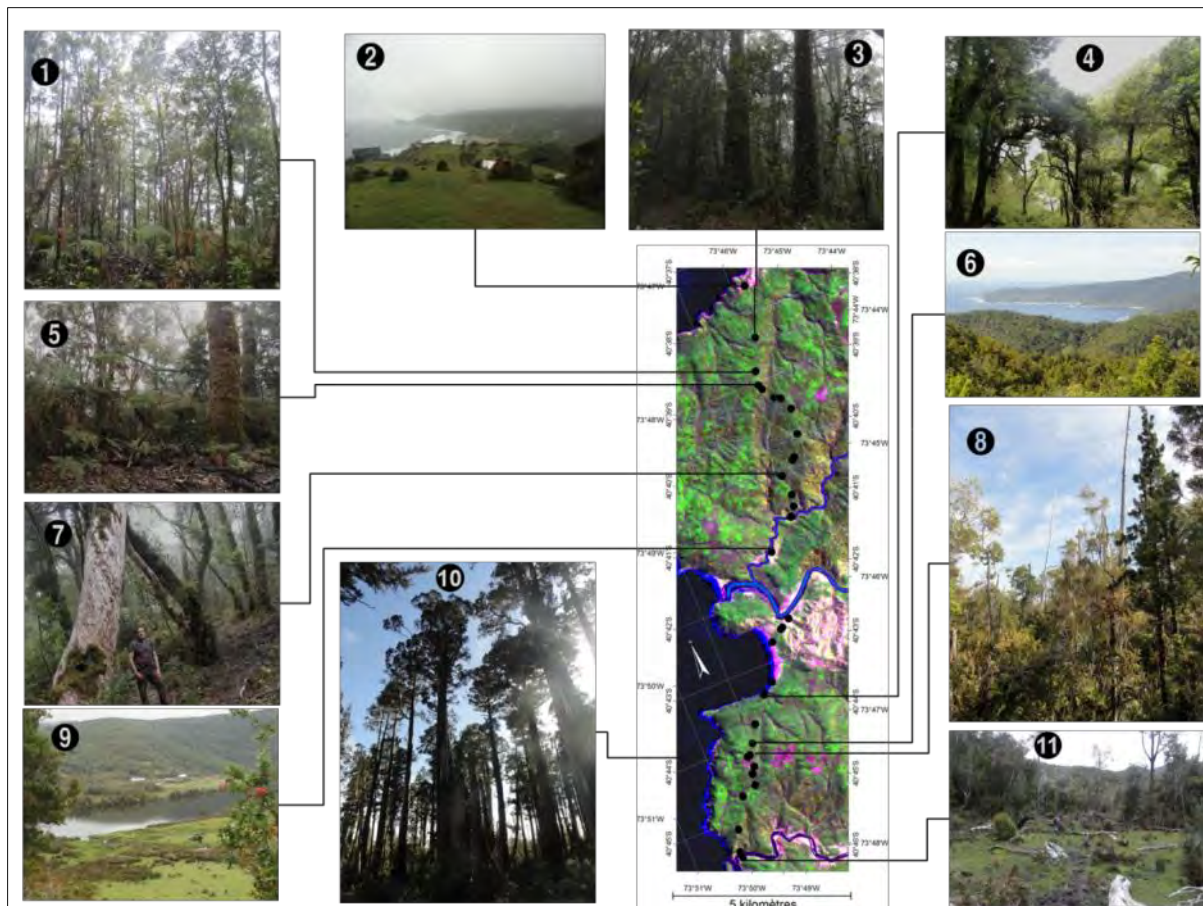


Secteur I : Panguimapu. Commune San Juan de la Costa (Novembre 2010).

Photo GPS	Description	Catégorie finale	Végétation dominante
1	Prairie rase mélangé avec des espaces de sol nu et beaucoup de restes de morceaux de bois d'Alerces associés à d'anciennes exploitations.	Sol nu	Herbacées
2	Matorral bas et ouvert (avec petits espaces de sol nu) dominé par petits bambous. Milieu très anthropisé à cause des activités liées à l'exploitation du bois d'Alerce.	Matorral	<i>Chusquea spp.</i>
3	Plantation de pin exotique récemment coupée avec replantation dans ses premiers stades de développement	Plantation	<i>Pinus radiata</i>
4	Restes d'une ancienne exploitation d'Alerce ; beaucoup de morceaux de bois d'Alerce et taches de sol nu.	Sol nu	

5	Forêt avec une couverture arborée supérieure à 25% de la superficie observée et individus de 20m et plus d'hauteur.	Forêt native	<i>Nothofagus nitida</i> , <i>Luma apiculata</i> et <i>Drimys winteri</i>
6	Les arbres dans l'ensemble ne dépassent pas une couverture supérieure à 25% de la surface et le <i>Drimys winteri</i> est le plus abondant et le plus haut. La hauteur moyenne des arbres est 2 m. Cependant la surface est surtout couverte de matorral arbustif ainsi que de souches et troncs d'Alerce morts (mais presque tous recouverts par la végétation). Il y a aussi quelques rejets d'Alerce.	Matorral	<i>Tepualia stipularis</i> et <i>Chusquea spp.</i> <i>Drimys winteri</i> . Secondairement, <i>Weinmannia trichosperma</i> , <i>Baccharis magellanica</i> , <i>Nothofagus nitida</i> et <i>Fitzroya cupressoides</i> .
7	Photo prise depuis le point GPS vers l'est. Au fond, il y a de grandes plantations sur la précordillère. En premier plan, se trouvent des plantations dans la limite orientale de la zone d'étude.	Plantation	<i>Pinus radiata</i>
8	Dans en ensemble, cette photo montre le paysage typique du milieu forestier de l'Alerce après des interventions anthropiques (incendies et exploitation). Les espèces arborées toujours couvrent moins de 25% de la superficie et parmi les plus fréquents on trouve le Canelo et le Coigüe. Dans certains endroits on observe aussi de rejets d'Alerce, parfois dominant en nombre. Les sols sont caractérisent par un mauvais drainage et certains sont inondés. Il existe aussi de sols nus et réseaux de chemins pour exploiter et transporter le bois.	Matorral	Il est très fréquent de trouver du matorral, composé notamment par : <i>Tepualia stipularis</i> , <i>Baccharis magellanica</i> et <i>Chusquea montana</i> . Pour les arbres, on trouve surtout <i>Drimys winteri</i> , <i>Nothofagus nitida</i> et individus <i>Fitzroya cupressoides</i> deuxième de régénération.

Secteur I : Panguimapu. Commune San Juan de la Costa (Novembre 2010).



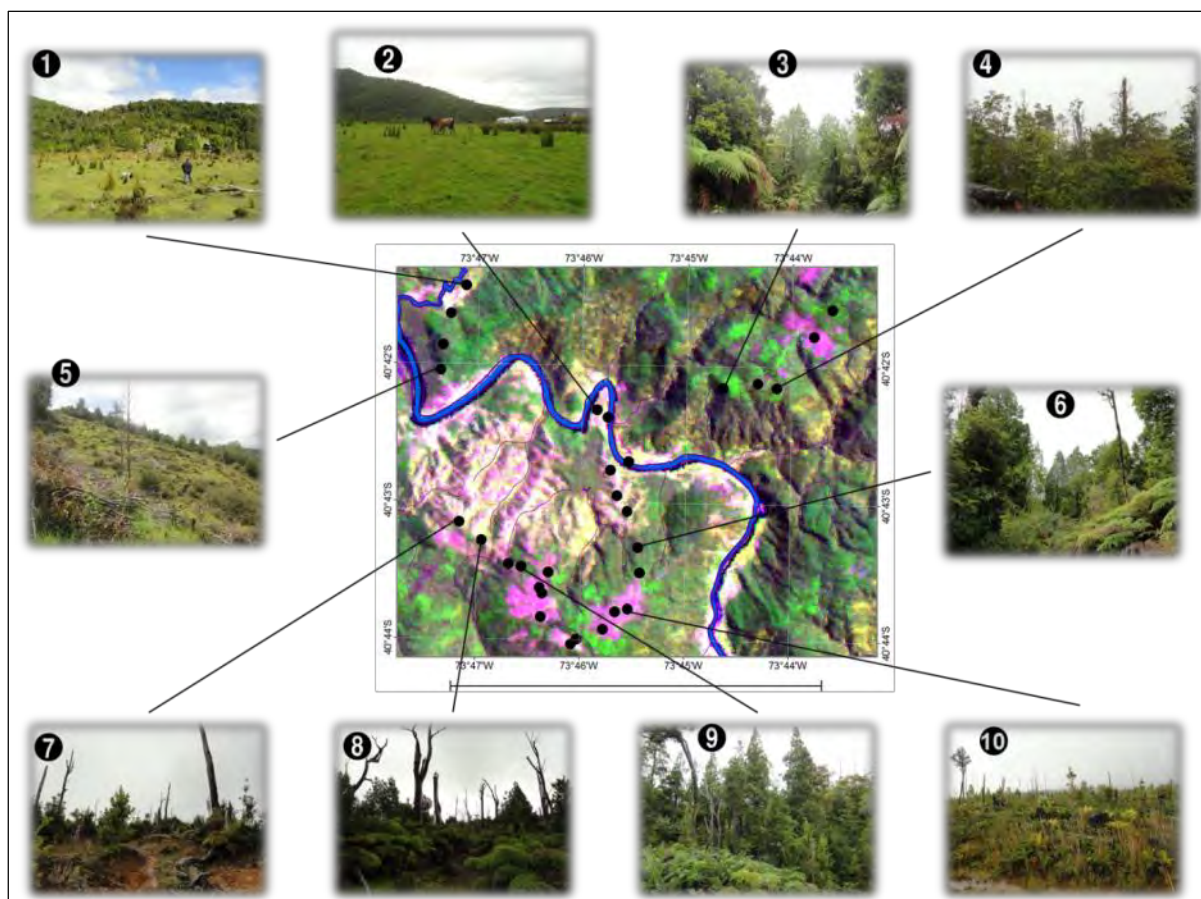
Secteur II : Huelleshue. Commune Río Negro (Novembre 2010).

Photo GPS	Description	Catégorie finale	Végétation dominante
1	Forêt renoual avec couverture arborée supérieure à 25% de la superficie observée. Il s'agit d'une forêt secondaire produit par une perturbation dont la hauteur moyenne ne dépasse pas à 15 m. Proche ou contiguë à cette forêt il y a quelques formations (taches) composées aussi des mêmes espèces, mais avec une couverture arborée inférieure à 25%.	Forêt native	Il existe une strate supérieure (<15m) composée notamment d'arbres jeunes tels que des <i>Drimys winteri</i> , <i>Amomyrtus Luma</i> , <i>Nothofagus nitida</i> et conifères <i>Podocarpaceaes</i> . Il y a peu d'individus isolés. On peut observer aussi des <i>Nothofagus nitida</i> et <i>Drimys winteri</i> adultes supérieures à 15m. Dans un niveau inférieur à 2 m, les fougères cohabitent avec des petits rejets de <i>Drimys winteri</i> , <i>Amomyrtus luma</i> et <i>Podocarpaceaes</i> .
2	Les prairies au ras du sol couvrent sur le 50% ; il y a aussi de matorral très disperse.	Prairie	Herbacées
3	Forêt dense (couverture >75% de la superficie totale) avec d'arbres avec des hauteurs entre 12 à 20m. On observe aussi des strates inférieures	Forêt native	Dans la strate supérieure, nous trouvons des espèces d'arbre tels que : <i>Amomyrtus meli</i> , <i>Drimys winteri</i> , <i>Aextoxicon punctatum</i> , <i>Eucryphia cordifolia</i> , et <i>Nothofagus dombeyi</i> .

	avec arbustes, aussi denses.		Dans les strates inférieures, abondent des fougères (≤ 2 m), arbustes, et parfois des bambous (<i>Chusquea</i> spp.).
4	Forêt bien diverse avec une couverture arborée supérieure à 25% de la surface observée et des individus d'une hauteur allant jusqu'à 20m.	Forêt native	<p><i>Aextoxicon punctatum</i>, <i>Amomyrtus luma</i> et <i>Drimys winteri</i> sont les arbres qui dominent en nombre et couverture, et parfois en hauteur.</p> <p>En moindre nombre et occupant à la fois autant la strate supérieure que les autres, on peut trouver des arbres comme l'<i>Eucryphia cordifolia</i>, l'<i>Amomyrtus luma</i>, le <i>Laureliopsis philippiana</i>, le <i>Nothofagus nitida</i>, le <i>Luma apiculata</i> et l'<i>Amomyrtus meli</i>.</p> <p>Il y a aussi, mais plus rarement, des espèces telles que des <i>Raukua laetevirens</i> et <i>Weinmannia trichosperma</i>, presque exclusivement situées dans la strate arborée inférieure.</p> <p>Dans le sous-bois on observe des <i>Chusquea</i> spp., <i>Blechnum chilense</i>, <i>Desfontainia spinosa</i>, <i>Myrceugenia</i> spp., <i>Ugni</i> spp.</p>
5	Forêt dense stratifiée (couverture > 75 % de la surface observée), composée d'une couche supérieure d'arbres compris entre 15 et 20 mètres, une autre située entre 10 et 15 mètres, et plus bas, plusieurs rejets d'arbres. Il existe aussi un sous-bois bien développé.	Forêt native	Dans la strate supérieure les espèces sont, <i>Nothofagus nitida</i> , <i>Drimys winteri</i> , <i>Amomyrtus luma</i> , <i>Eucryphia cordifolia</i> . Ci-dessous sont ajoutés quelques conifères de la famille <i>Podocarpaceae</i> . Dans le sous-bois il y a de grandes fougères.
6	Vue du point GPS Nord-ouest. En premier plan se trouve la forêt. Elle est dense et dépasse 25% de la couverture totale. Elle présente également une stratification dont la couche supérieure arborée peut atteindre jusqu'à 20 mètres de haut. Au second plan de la photo, on voit aussi une étendue de forêt native. À l'arrière-plan, on observe d'autres forêts côtières natives laurifoliées.	Forêt native	<p><i>Drimys winteri</i>, <i>Eucryphia cordifolia</i>, <i>Nothofagus nitida</i>, <i>Aextoxicon punctatum</i>, <i>Laureliopsis philippiana</i>, <i>Amomyrtus luma</i> sont les arbres qui occupent l'espace supérieur.</p> <p>Ils se retrouvent notamment dans les strates inférieures – malgré qu'ils atteignent parfois les strates supérieures – on peut trouver des arbres comme les <i>Luma apiculata</i>, <i>Amomyrtus meli</i>, <i>Weinmannia trichosperma</i>, et des conifères de la famille des <i>Podocarpaceae</i>.</p> <p>Dans les strates inférieures il y a des espèces telles que des <i>Ugni molinae</i>, <i>Lapageria rosea</i> et surtout d'abondantes fougères.</p>
7	Similaire à la photo 4, mais le nombre d'espèces arborées dominantes varie un peu.	Forêt native	Dans la strate supérieure, les espèces d'arbres sont : <i>Drimys winteri</i> , <i>Amomyrtus luma</i> , <i>Eucryphia cordifolia</i> , et <i>Luma apiculata</i> . Au-dessous sont observées des <i>Myrceugenia</i>

			<i>exsucca</i> , <i>Weinmannia trichosperma</i> , et <i>Laureliopsis philippiana</i> . Dans le sous-bois il y a de grandes fougères et rejetons.
8	Malgré un matorral dense, les arbres couvrent plus que 25% de la surface observée ; il y a notamment de jeunes alerces (de 12 m de haut en moyenne). Il y a aussi des souches d'alerce déjà recouvertes par la végétation.	Forêt native	Les arbres <i>Fitzroya cupressoides</i> dominent la strate arborée, mais ils sont aussi accompagnés par des <i>Drimys winteri</i> . Dans la strate inférieure on trouve des <i>Tepualia stipularis</i> , <i>Ugni molinae</i> , petits rejetons de <i>Drimys winteri</i> et <i>Fitzroya cupressoides</i> qui occupent presque tout l'espace. Aussi, on peut observer quelques individus comme des <i>Blechnum chilense</i> et <i>Greigia sphacelata</i> .
9	Sur la photo on peut voir en premier plan la typique prairie rase associée aux activités humaines. On peut aussi observer des taches de joncs sur des zones humides proches du fleuve (au fond il y a une forêt native).	Prairie	Herbacée
10	Forêt d'Alerces avec une couverture supérieure à 50%. Les arbres de la strate supérieure atteignent une hauteur de 30 mètres et plus.	Forêt native	La strate supérieure est presque complètement occupée par des <i>Fitzroya cupressoides</i> . Il existe aussi une strate d'alerces plus jeunes faisant entre 10 et 15 mètres de haut. Sous les 2 mètres, l'espace est partagé avec des espèces telles que : <i>Tepualia stipularis</i> , <i>Desfontainia spinosa</i> , <i>Philesia magellanica</i> et <i>Ugni spp.</i> Dans ce niveau il y a aussi des rejetons de <i>Nothofagus nitida</i> et de <i>Drimys winteri</i> .
11	Secteur très anthropisé composé de prairies, petits matorrals arbustifs et d'arbres isolés. Il existe aussi des restes d'exploitations de la forêt (troncs tombés et souches). Ce type de tache se trouve souvent à proximité de rivières fluviales.	Matorral	Parmi les arbustes, on trouve le plus souvent des espèces du genre <i>Berberis spp.</i> et pour les arbres des <i>Drimys winteri</i> , <i>Laureliopsis philippiana</i> et <i>Luma apiculata</i> .

Secteur II : Huellehue. Commune Río Negro (Novembre 2010).



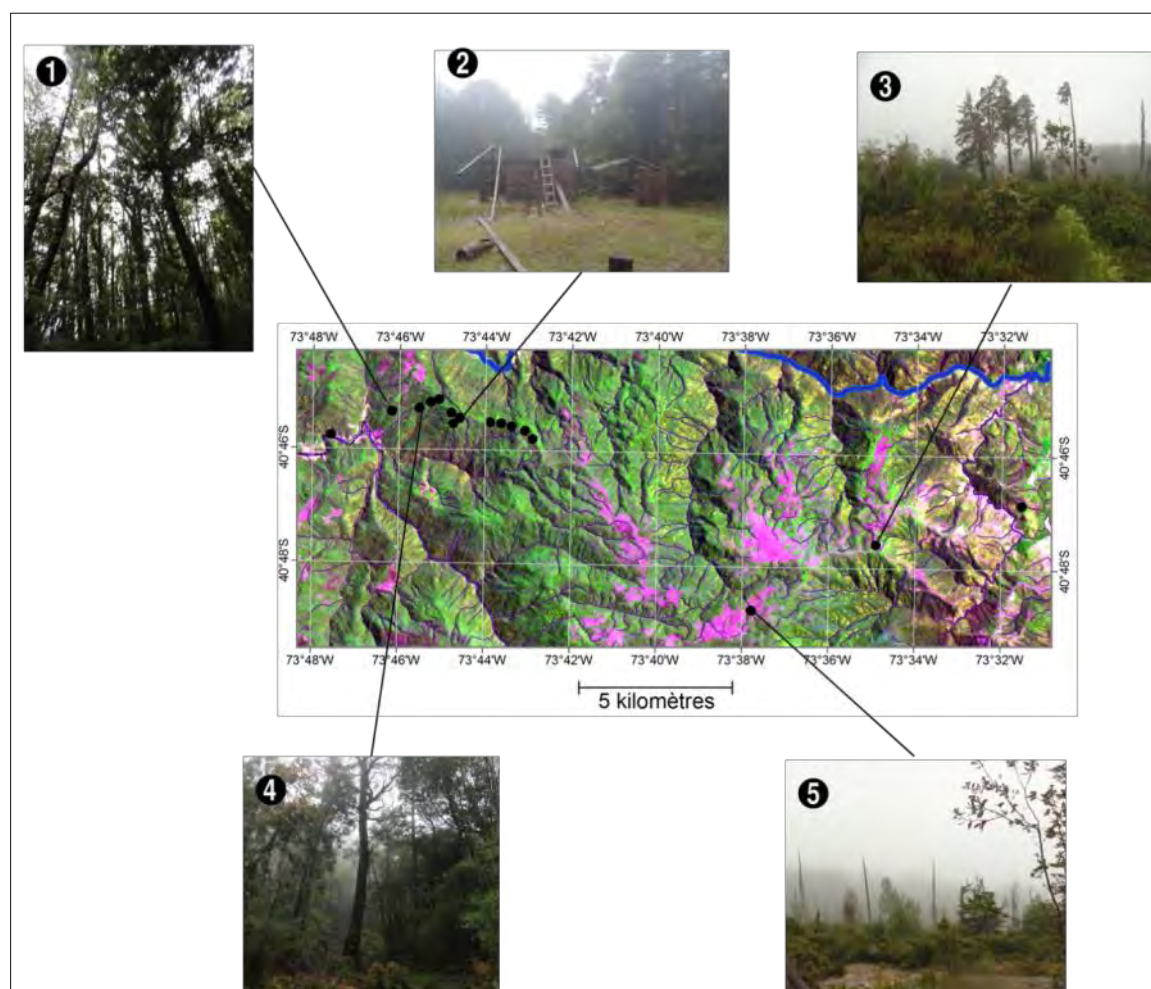
Secteur III : Huellehue. Commune Río Negro (Fevrier 2012).

Photo GPS	Description	Catégorie finale	Végétation dominante
1	Secteur associé aux activités humaines telles que l'habitation et l'élevage. Le sol est pratiquement entièrement occupé par des prairies. Au fond et adjacent, on observe des formations de matorrals.	Prairie	Herbacée (Pasto miel)
2	Plus de 50% du sol est occupé par des prairies et le reste par des formations de matorrals.	Prairie	Herbacée (Pasto miel)
3	Forêt avec une couverture supérieure à 25% et une hauteur qui ne dépasse pas de 20 m. Le sous-bois est dense. Il s'agit d'une forêt d'ubac.	Forêt native	<p>Le niveau supérieur est composé notamment de <i>Drimys winteri</i> (adultes mais aussi jeunes). Il est accompagné de <i>Laureliopsis philippiana</i> et <i>Eucryphia cordifolia</i>.</p> <p>Le sous-bois présente des fougères faisant jusqu'à 2 m de haut.</p>

4	<p>Le secteur correspond à une végétation secondaire produite par une ancienne exploitation d'alerce. Les individus les plus fréquents sont des rejets de d'arbres qui ne dépassent pas 10 m. Dans une strate inférieure il y a un considérable matorral arbustif.</p> <p>Il y a aussi des troncs brûlés et souches.</p>	Végétation ouverte et courtade	<p>Parmi les espèces arborées on trouve des <i>Fitzroya cupressoides</i>, <i>Drimys winteri</i>, <i>Podocarpaceas</i> et quelques individus isolés de <i>Pilgerodendrum uviferum</i>. L'espèce arbustive dominante du matorral est le <i>Tepualia stipularis</i>.</p>
5	<p>Couverture végétale composée par un matorral bas et une prairie rase. Chacune de ces communautés dépasse 25% de la couverture totale.</p>	Matorral	<p>Entre les herbacées, l'espèce la plus représentative est le <i>Holcus lanatus</i>.</p> <p>Dans le matorral, les espèces les plus fréquentes sont l'<i>Ugni molinae</i> et les espèces du genre <i>Gaultheria spp.</i> et <i>Berberis spp.</i></p>
6	<p>Forêt composée d'arbres jeunes et adultes de 10 à 20 m de hauteur. La couverture arborée est supérieure à 25% de la surface totale.</p>	Forêt native	<p>Parmi les arbres les plus hauts, le <i>Drymis winteri</i> est le plus représentatif. Il est accompagné d'autres arbres tels que l'<i>Eucryphia cordifolia</i>, <i>Amomyrtus meli</i>, <i>Luma apiculata</i> et <i>Nothofagus nitida</i>.</p> <p>Le niveau du sous-bois, qui se situe entre 2 et 3 mètres, inclue surtout des fougères.</p>
7	<p>Végétation qui a régénéré après un incendie survenu en 1998. Au moment de la visite du site il a été observé une végétation éparse avec des arbres jeunes et petits arbustes dispersés sur un terrain d'herbacés et fougères qui dans son ensemble ne couvre plus de 25 % (ne couvre pas plus de 25 % de la surface). Au contraire, le sol nu avec les souches et troncs brûlés couvrent la plus grande partie de la surface. Dans l'ensemble la végétation n'atteint pas une hauteur moyenne de 2 mètres (une hauteur de 2 m).</p>	Sol nu	<p>L'arbre le plus représentatif est l'<i>Eucryphia cordifolia</i> et en quantité moindre, l'<i>Amomyrtus luma</i> et le <i>Saxegothea conspicua</i> sont repartis.</p> <p>Plus bas on peut trouver les fougères.</p>
8	<p>Régénération de végétation post-incendie (1998). La surface est notamment couverte de fougères (> 50 % et d'une hauteur < 2 m). De manière dispersée il y a des petits rejets d'arbres.</p>	Matorral	<p>Les fougères sont accompagnées par quelques rejets d'arbres tels que l'<i>Amomyrtus meli</i> et <i>Eucryphia cordifolia</i>.</p> <p>Il y a aussi des <i>Baccharis sphaerocephala</i> (radin) et <i>Discaria chacaye</i> (espino blanco).</p>
9	<p>Forêt avec une hauteur moyenne maximale de 18 m, composée d'arbres jeunes – notamment d'alerce et coigüe de Magallanes – qui couvrent plus de 45 % de la superficie. Au niveau inférieur,</p>	Forêt native	<p>Le <i>Fitzroya cupressoides</i> domine en nombre dans la strate supérieure, il est accompagné par quelques individus de <i>Nothofagus betuloides</i> et <i>Drymis winteri</i>.</p>

	il y a des rejetons d'arbres qui atteignent une hauteur maximale de 8 mètres.		Dans le niveau arboré inférieur on peut observer des espèces telles que le <i>Nothofagus spp.</i> et aussi de <i>Drymis winteri</i> . Plus bas il y a surtout des arbustes de type <i>Tepualia stipularis</i> et <i>Blechnum chilense</i> .
10	Formation de matorral sur sols humides. Il s'agit d'une végétation secondaire de l'alerce régénéré après des exploitations et incendies. Le matorral couvre plus que 50 % de la surface observée.	Végétation ouverte et courtade	Les arbustes <i>Ugni molinae</i> et <i>Blechnum chilense</i> correspondent aux couvertures prédominantes, l'accompagnent aussi en moindre nombre des espèces de <i>Juncus spp.</i> Le reste de la végétation se compose de rejetons de <i>Fitzroya cupressoides</i> et <i>Drymis winteri</i> .

Secteur III : Huellelhue. Commune Río Negro (Fevrier 2012).

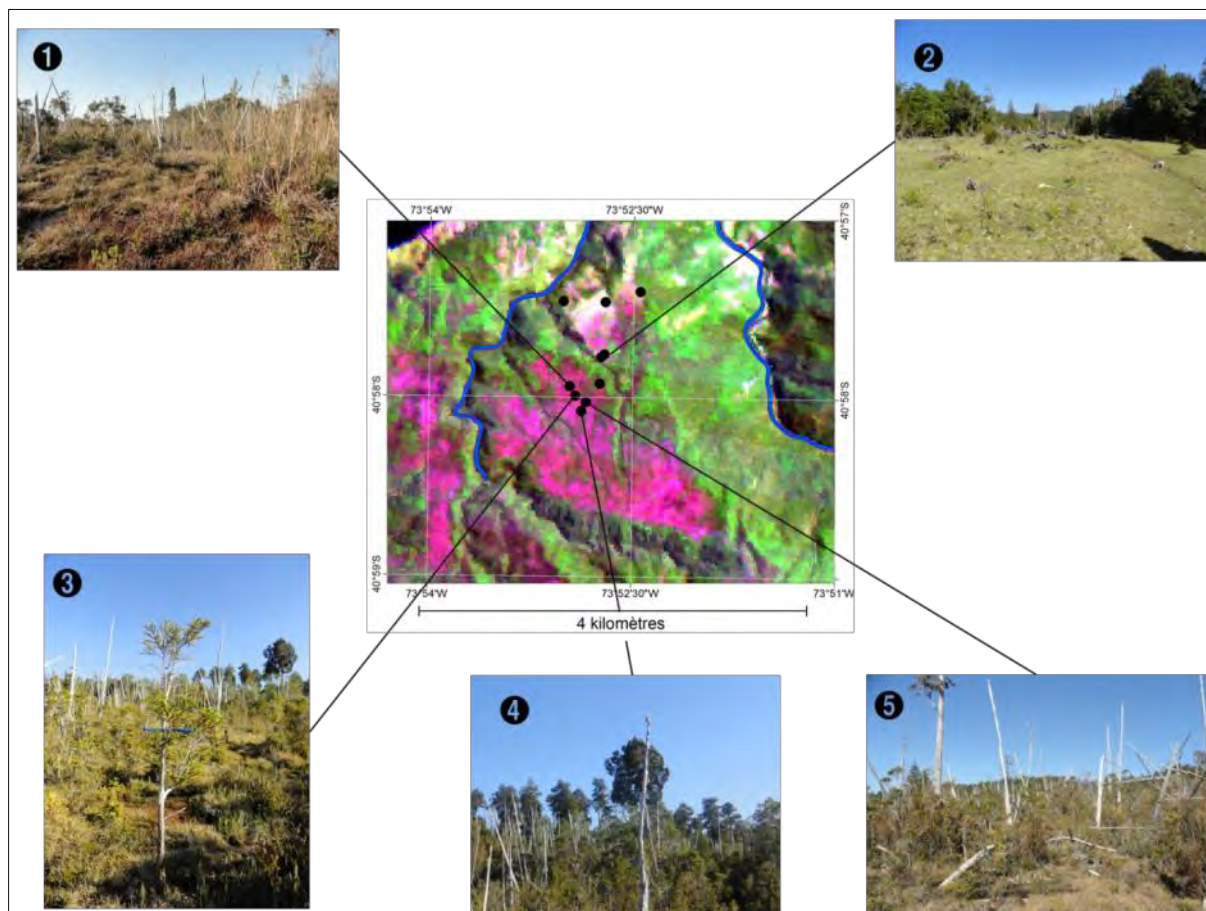


Secteur IV : Mirador. Commune Purranque (Novembre 2010).

Photo GPS	Description	Catégorie finale	Végétation dominante
1	<p>Forêt composée d'arbres adultes d'une hauteur entre 15 et 20 mètres qui couvrent plus de 50 % de la superficie totale. Dans l'étage inférieur les arbustes sont peu abondants mais pas les jeunes plants d'arbres propres à cette forêt.</p> <p>Dans cette même forêt, mais dans des secteurs contigus sont intégrés quelques arbres d'alerce, mais ils sont peu nombreux et ils n'arrivent pas à dominer en quantité.</p>	Forêt native	<p>Les arbres le plus abondants sont le <i>Nothofagus nitida</i> et <i>Drimys winteri</i>. Ils sont accompagnés de <i>Amomyrtus meli</i> et <i>Podocarpaceas</i>, notamment <i>Saxegothaea conspicua</i>.</p> <p>Entre les plantes d'arbres ou petits arbres jeunes de régénération (<5m) sont surtout <i>Amomyrtus Luma</i> et <i>Amomyrtus meli</i>.</p>
2	<p>Ce secteur de la forêt a été ouvert pour l'installation d'un relais afin de se reposer des longues marches à pied et aussi pour appuyer l'exploitation de bois.</p> <p>Le sol est recouvert par des herbes rases, mais autour de ce lieu on peut d'abord observer quelques arbustes et contiguë à cet espace une forêt dense similaire à celle décrite pour la photo 1.</p>	Prairie	<p>Exactement sur le point GPS la couverture correspond à la prairie. Tandis qu'autour de ce point, la communauté forestière a des caractéristiques physiologiques et floristiques très similaires à celles décrites sur la photo 1, malgré qu'ici les <i>Drymis winteri</i> soient un peu plus nombreux.</p>
3	<p>Restes d'anciennes exploitations d'alerce avec plus de 25% de sol nu. De plus, il y a une quantité considérable de restes de troncs brûlés, morceaux de bois et souches. Le reste est couvert de matorral bas.</p>	Sol nu	<p><i>Tepualia stipularis</i></p>
4	<p>Forêt avec une couverture d'arbres supérieure à 50%. Les plus hauts individus occupent un niveau moyen entre 20 et 25 mètres de hauteur. Un autre niveau est occupé par arbres entre 12 et 18 mètres.</p> <p>Le sous-bois est principalement composé de fougères et bambous qui peuvent atteindre jusqu'à 2 mètres.</p>	Forêt native	<p>Les arbres les plus nombreux sont aussi les plus hauts et correspondent à l'association <i>Nothofagus nitida-Drimys winteri</i>, mais il existe secondairement la présence de <i>Fitzroya cupressoides</i>.</p> <p>Dans un niveau inférieur on peut trouver des <i>Podocarpaceas</i>, <i>Amomyrtus luma</i>, <i>Amomyrtus meli</i> et <i>Gevuina avellana</i>.</p> <p>Le sous-bois concentre des fougères, bambous et <i>Myrceugenia chrysocarpa</i> qui partagent l'espace avec beaucoup de plants d'arbres, surtout des <i>Nothofagus nitida</i>, <i>Drimys winteri</i> et <i>Amomyrtus luma</i>.</p>

5	Communauté végétale régénérée puis anthropisée, elle est typique de cette partie de la cordillère. Elle est composée d'arbres ou petits groupes d'arbres isolés. Le matorral est dominant et il couvre plus de 50%. Il existe aussi des secteurs avec sol nu.	Matorral	Parmi les arbustes du matorral, le <i>Pernettya spp.</i> et <i>Tepualia stipularis</i> sont les plus remarquables. Les arbres correspondent notamment à des <i>Fitzroya cupressoides</i> , <i>Nothofagus betuloides</i> et <i>Drimys winteri</i> .
---	---	----------	--

Secteur IV : Mirador. Commune Purranque (Novembre 2010).



Secteur IV : San Pedro. Commune Purranque (Octobre 2010).

Photo GPS	Description	Catégorie finale	Altitude (m)
1	<p>Dans un carré de 10 x 10 on observe un terrain très humide couvert d'un pâtre ras, joncs et bambous. De manière dispersée, quelques arbustes sont distribués avec des plants d'alerce.</p> <p>Il y a aussi des troncs d'alerce debout</p>	Matorral	<p>Les alerces sont pratiquement les uniques espèces d'arbres (40 individus), mais ils sont jeunes, dispersés et ne dépassent pas 1 mètre de hauteur. Aussi, de manière dispersée on peut trouver des arbustes de <i>Tepualia stipularis</i>. Dans le niveau plus inférieur, les pâtures partagent avec les joncs et quelques bambous.</p>
2	<p>Terrain qui a été ouvert avec l'aide du feu pour l'occuper avec des activités de pâturage.</p> <p>Maintenant il est surtout couvert de prairie rase et taches d'arbustes. Il existe également des souches d'arbres brûlées.</p>	Prairie	<p>Le pâturage correspond à de l'<i>Holcus lanatus</i>.</p> <p>De plus, avec une répartition de taches dispersées on peut voir des arbustes du genre <i>Berberis spp.</i> ainsi que des individus jeunes d'<i>Amomyrtus luma</i> et <i>Fitzroya cupressoides</i>.</p>
3	<p>C'est une formation située sur un sol humide avec surtout une régénération d'alerces (de 0.5 à 9 mètres de haut et recouvrant plus de 50 % de la surface totale) et de petits arbustes. Le reste de l'espace est occupé par des herbacées et troncs d'alerce morts mais debout.</p>	Matorral	<p>L'espèce la plus abondante est le <i>Fitzroya cupressoides</i> et le matorral est composé de <i>Tepualia stipularis</i>, <i>Chusquea spp.</i> et <i>Fabiana imbricata</i>.</p>
4	<p>L'espace est partagé par des arbustes (matorral) et un groupe d'arbres avec des hauteurs comprises entre 12 et 20 mètres. Toutefois, dans l'ensemble la strate d'arbres ne couvre pas les 25% de la surface et la majeure proportion est formée d'arbustes et jeunes espèces arborées régénérées.</p>	Matorral	<p>Arbres entre 12 et 20 mètres de hauteur : <i>Fitzroya cupressoides</i> et <i>Drymis winteri</i>.</p> <p>Arbustes (matorral < 5 m) : <i>Tepualia stipularis</i>, <i>Chusquea spp.</i>, <i>Blechnum spp.</i></p> <p>Régénération d'arbres (< 5 m) : jeunes représentants de <i>Fitzroya cupressoides</i> et <i>Drymis winteri</i>. <i>Lomatia ferruginea</i>, <i>Nothofagus dombeyi</i> et <i>Podocarpus</i>.</p>
5	<p>La plupart du sol est couvert de plants d'alerces qui ne dépassent pas un mètre de haut. Secondairement, ils sont accompagnés d'arbustes de 1 à 1,5 mètres de hauteur (dans un carré de 10 x 10 mètres, on a comptabilisé 119 alerces).</p> <p>De plus, au niveau du sol qui est très humide, se trouve réparti un tapis d'herbacées.</p>	Végétation ouverte et courtade	<p><i>Fitzroya cupressoides</i> et <i>Tepualia stipularis</i></p>

Secteur IV : San Pedro. Commune Purranque (Octobre 2010).

Annexe 2 : Score d'aptitude et standardisation de catégories de sols pour Plantation

Catégories de sol		Profondeur du sol (p)		Erosion (e)		Drainage (d)		Standardisation
Dénomination de la série	Variations de sol. (SIMBVARI:nom enclature de CIREN, 2003)	Description (Source : CIREN, 2003)	Normalisation d'aptitude 0 à 5	Description (Source : CIREN, 2003)	Normalisation d'aptitude 0 à 5	Description (Source : CIREN, 2003)	Normalisation d'aptitude 0 à 5	0 à 255 ((p+e+d)/15*255))
BAHIA MANSA, franco limosa	BHM-1	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	BHM-2	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	BHM-3	Mince (25 - 50 cm)	3	Légère érosion	5	Bien drainé	5	221
	BHM-4	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	187
	BHM-5	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion sévère	0	Bien drainé	5	136
	BHM-6	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	187
HUEICOYA, franco limosa	HEY-1	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Excessivement drainé	1	153
	HEY-2	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
	HEY-4	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	HEY-5	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Excessivement drainé	1	119
	HEY-6	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	68
	HEY-7	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	102
HUEÑI, franco arenosa	HNI-1	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Excessivement drainé	1	153
	HNI-2	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	187
	HNI-3	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	HNI-4	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Excessivement drainé	1	119
	HNI-6	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	68
LA PELADA, franco arcillo arenosa	LPA-1	Très mince (< 25 m)	0	Erosion sévère	0	Drainage imparfait	3	51
	LPA-2	Très mince (< 25 m)	0	Erosion sévère	0	Mal drainé	0	0
	LPA-3	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion modérée	3	Drainage imparfait	3	153
PIEDRA DE ORO, franco arenosa	POR-1	Profond (100 - 150 m)	5	Erosion modérée	3	Bien drainés	5	221
	POR-2	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
	POR-3	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	POR-4	Mince (25 - 50 cm)	3	Erosion sévère	0	Bien drainé	5	136
	POR-5	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	102
	POR-6	Mince (25 - 50 cm)	4	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	85
	POR-7	Profond (100 - 150 m)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
PUNOTRO, franca	PTO-1	Profond (100 - 150 m)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	PTO-2	Profond (100 - 150 m)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
	PTO-3	Profond (100 - 150 m)	5	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	221
	PTO-4	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Bien drainé	5	170
REPIL, franco arenosa	REP-1	Profond (100 - 150 m)	5	Erosion modérée	3	Bien drainés	5	221
	REP-2	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
	REP-3	Profond (100 - 150 m)	5	Légère érosion	5	Bien drainé	5	255
TRL-3		Modérément profonde	5	Erosion sévère	0	Bien drainé	5	170

TRINIDAD, franco arcillo arenosa	TRI-3	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Bien drainé	5	170
	TRI-4	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Excessivement drainé	1	102
TERRASSE ALLUVIALE	TA-13	Profond (100 -150 m)	5	Erosion sévère	0	Mal drainé	0	85
	TA-19	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion très sévère	0	Très mal drainé	0	85
	TA-20	Mince (25 -50 cm)	3	Erosion très sévère	5	Excessivement drainé	1	153
	TA-21	Profond (100 -150 m)	5	Légère érosion	5	Drainage imparfait	3	221
	TA-22	Modérément profonde (75 - 100 cm)	5	Erosion sévère	0	Mal drainé	0	85
MELANGE - RUISSEAU	MQ	Mince (25 -50 cm)	0	Sensible à l'érosion et à fournir dans son lit, des pierres et des rochers abondantes	3	Bien drainé	5	136
MELANGE - SABLE	MD-2	s/i	0	Erosion sévère	0		1	17
MISCELÁNEO ESCARPE	E	s/i	0	Erosion modérée	3	Bien drainé	5	136
MELANGE - MARAIS	MP	Nappe phréatique dans la superficie	0		0	Nappe phréatique dans la superficie	0	0
	MP-1	Nappe phréatique dans la superficie	0		0	Nappe phréatique dans la superficie	0	0

Annexe 3. Personnes et institutions où a été envoyée la question pour pondérer les facteurs (Forêt et Non-forêt) d'évaluation multicritère.

Répondants	Institution
María Eliana Alvarez G.	Section Biodiversidad y Recursos. Secretaría Regional Ministerial del Medio Ambiente - Región de Los Lagos
James Park	Centro de Estudios del Desarrollo Local y Regional Universidad de Los Lagos, Osorno
Enrique Diaz	Consejero Regional Gobierno Regional de Los Lagos
Olga Llaitul Paredes	Concejal de la Municipalidad de San Juan de La Costa - Región de Los Lagos
Germán Pavez	Oficina de Pesca y Acuicultura Artesanal Municipalidad de San Juan de la Costa
Nicoláz Saéz V.	Professeur d'Histoire et Géographie. Universidad de Los Lagos (Especialista en cambios del Bosque de la Cordillera de la Costa de Osorno)
Gonzalo Pineda B.	Coordinador Proyecto. Sistema Regional de Áreas Protegidas, SIRAP - Región de Los Lagos
Patricia Aros B.	Políticas y Regulación Ambiental. Secretaría Regional Ministerial del Medio Ambiente - Región de Los Lagos
Héctor Barría A.	Concejal, Municipalidad de Purranque
Luis Cárdenas	Corporación Nacional Forestal, CONAF - Osorno
Carlos Peña R.	Consejero Regional Gobierno Regional de Los Lagos
Gabriela Navarro,	Encargada Regional de la Fundación Sendero de Chile - Región de Los Lagos
Roberta Vargas Á.	Concejal, Municipalidad de Purranque
Miguel Naguil Silva	Oficina de Desarrollo Rural. Municipalidad de San Juan de la Costa
Javier Vera M.	Unidad de Tierras y Aguas. Corporación Nacional de Desarrollo Indígena, CONADI
Richard Hueitra Quilaleo	Encargado Regional Asuntos Indígenas - CONAF-Osorno
Héctor Adriazola	CONAF - Osorno (Ex-Jefe Provincial Osorno)
José Antriao	Apoyo Profesional - Unidad de Cultura y Educación (Ex-Directeur Provincial Osorno)
Adresse -mail de Dirección de Desarrollo Comunitario	Municipalidad de Río Negro
Carolina Mancilla Á.	Encargada Laboral, ingeniera forestal. Municipalidad de Purranque

Lenyvette Abello	Dirección de Desarrollo Económico Local - Jefe técnico (PRODESAL), Ingénieur Agronome
Víctor Sandoval V.	Professeur d'Ingénierie Forestière dans l'Université Austral de Chile et Dr. en Sciences forestières
Antonio Lara A.	Professeur d'Ingénierie Forestière dans l'Université Austral de Chile y PhD en Géographie
Hernán Poblete W.	Professeur d'Ingénierie Forestière dans l'Université Austral de Chile et Dr. en Sciences forestières
Gustavo Henríquez C.	Encargado de Unidad - Unidad de Medio Ambiente. CONADI - Osorno

Annexe 4 : Matrices de contingence entre les LUC observés en 2001 et les LUC prédits pour 2008

LCM : 1976+2001 → 2008

	93.4	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
0.0000	Forêt	80.8	3.7	0.0	84.5	3.7	Forêt	2.7	3.7	6.4	5.4	1.0
	Non-forêt	2.7	11.1	0.2	14.1	2.9	Non-forêt	3.7	2.9	6.6	5.8	0.8
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	83.5	14.8	1.7	100			6.6	6.6	13.2	11.2	2.0
	Gain	2.7	3.7	0.2								
0.1250	92.3	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	79.8	4.7	0.0	84.5	4.7	Forêt	2.8	4.7	7.5	5.6	1.9
	Non-forêt	2.8	11.0	0.2	14.1	3.1	Non-forêt	4.7	3.1	7.7	6.1	1.6
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	82.6	15.7	1.7	100			7.7	7.7	15.5	11.7	3.8
0.0250	91.1	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	78.8	5.7	0.0	84.5	5.7	Forêt	2.9	5.7	8.6	5.9	2.8
	Non-forêt	2.9	10.9	0.3	14.1	3.2	Non-forêt	5.7	3.2	8.9	6.4	2.5
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	81.8	16.6	1.7	100			8.9	8.9	17.8	12.3	5.5
0.0500	88.8	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	76.8	7.7	0.0	84.5	7.7	Forêt	3.2	7.7	10.9	6.4	4.5
	Non-forêt	3.2	10.6	0.3	14.1	3.5	Non-forêt	7.7	3.5	11.2	6.9	4.3
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	80.0	18.3	1.7	100			11.2	11.2	22.4	13.3	9.1
0.1000	84.2	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	72.8	11.8	0.0	84.5	11.8	Forêt	3.7	11.8	15.5	7.4	8.1
	Non-forêt	3.7	10.0	0.3	14.1	4.0	Non-forêt	11.8	4.0	15.8	8.1	7.7
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	76.5	21.8	1.7	100			15.8	15.8	31.6	15.5	16.1
0.0000	84.2	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	72.8	11.8	0.0	84.5	11.8	Forêt	3.7	11.8	15.5	7.4	8.1
	Non-forêt	3.7	10.0	0.3	14.1	4.0	Non-forêt	11.8	4.0	15.8	8.1	7.7
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	76.5	21.8	1.7	100			15.8	15.8	31.6	15.5	16.1
	Gain	3.7	11.8	0.3								

LCM : 1986+2001 → 2008

	94.7	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss						
							Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
0.0000	Forêt	81.5	3.0	0.0	84.5	3.1	Forêt	2.1	3.1	5.1	4.1	1.0
	Non-forêt	2.1	11.8	0.2	14.1	2.2	Non-forêt	3.0	2.2	5.3	4.5	0.8
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	83.5	14.8	1.6	100			5.3	5.3	10.6	8.6	2.0
	Gain	2.1	3.0	0.2								
0.1250	93.5	Forêt	Non-forêt	Plant.	Réel 2001	Loss						
							Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	80.4	4.0	0.1	84.5	4.1	Forêt	2.2	4.1	6.3	4.4	1.9
	Non-forêt	2.2	11.7	0.2	14.1	2.4	Non-forêt	4.0	2.4	6.4	4.8	1.6
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	82.6	15.7	1.7	100			6.5	6.5	12.9	9.2	3.8
	Gain	2.2	4.0	0.2								
0.0250	92.4	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss						
							Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	79.4	5.0	0.1	84.5	5.1	Forêt	2.3	5.1	7.4	4.7	2.8
	Non-forêt	2.3	11.5	0.2	14.1	2.5	Non-forêt	5.0	2.5	7.6	5.1	2.5
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	81.8	16.6	1.7	100			7.6	7.6	15.3	9.7	5.5
	Gain	2.3	5.0	0.3								
0.0500	90.0	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss						
							Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	77.4	7.0	0.1	84.5	7.1	Forêt	2.6	7.1	9.7	5.2	4.5
	Non-forêt	2.6	11.2	0.2	14.1	2.8	Non-forêt	7.0	2.8	9.9	5.7	4.2
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.0	0.3
	Simulé 2008	80.0	18.3	1.7	100			10.0	10.0	19.9	10.9	9.1
	Gain	2.6	7.0	0.3								
0.1000	85.4	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss						
							Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	73.3	11.1	0.1	84.5	11.2	Forêt	3.1	11.2	14.4	6.3	8.1
	Non-forêt	3.1	10.6	0.3	14.1	3.4	Non-forêt	11.1	3.4	14.5	6.8	7.6
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.4	0.0	0.4	0.0	0.4
	Simulé 2008	76.5	21.7	1.8	100			14.6	14.6	29.3	13.1	16.1
	Gain	3.1	11.1	0.4								

CA_Markov : 1976+2001 → 2008

0.0000	93.8	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	81.0	3.5	0.0	84.5	3.5	Forêt	2.5	3.5	6.0	5.0	1.0
	Non-forêt	2.5	11.4	0.2	14.1	2.7	Non-forêt	3.5	2.7	6.2	5.4	0.8
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	83.5	14.8	1.6	100		6.2	6.2	12.4	10.5	2.0	
	Gain	2.5	3.5	0.2								
0.1250	93.1	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	80.2	4.3	0.0	84.5	4.3	Forêt	2.4	4.3	6.8	4.9	1.9
	Non-forêt	2.4	11.4	0.2	14.1	2.6	Non-forêt	4.3	2.6	6.9	5.2	1.7
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	82.7	15.7	1.6	100		6.9	6.9	13.9	10.2	3.7	
	Gain	2.4	4.3	0.2								
0.0250	92.4	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	79.5	5.0	0.0	84.5	5.1	Forêt	2.3	5.1	7.4	4.6	2.7
	Non-forêt	2.3	11.6	0.2	14.1	2.5	Non-forêt	5.0	2.5	7.5	5.0	2.5
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.1	0.2
	Simulé 2008	81.8	16.6	1.6	100		7.6	7.6	15.1	9.7	5.5	
	Gain	2.3	5.0	0.2								
0.0500	91.3	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	78.0	6.5	0.0	84.5	6.5	Forêt	2.0	6.5	8.6	4.1	4.5
	Non-forêt	2.0	11.9	0.2	14.1	2.2	Non-forêt	6.5	2.2	8.7	4.4	4.3
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.3	0.1	0.2
	Simulé 2008	80.0	18.4	1.6	100		8.7	8.7	17.5	8.5	9.0	
	Gain	2.0	6.5	0.2								
0.1000	88.6	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss	Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change	
	Forêt	74.9	9.6	0.1	84.5	9.6	Forêt	1.6	9.6	11.2	3.2	8.0
	Non-forêt	1.6	12.3	0.2	14.1	1.7	Non-forêt	9.6	1.7	11.3	3.4	7.8
	Plant.	0.1	0.0	1.3	1.4	0.1	Plant.	0.2	0.1	0.3	0.2	0.1
	Simulé 2008	76.5	21.9	1.6	100		11.4	11.4	22.8	6.8	16.0	
	Gain	1.6	9.6	0.2								

Ca_Markov : 1986+2001 → 2008

0.0000	94.8	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	81.5	3.0	0.1	84.5	3.0	Forêt	2.0	3.0	5.1	4.1	1.0
	Non-forêt	2.0	11.9	0.2	14.1	2.2	Non-forêt	3.0	2.2	5.2	4.4	0.8
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	83.5	14.8	1.6	100			5.2	5.2	10.4	8.4	2.0
	Gain	2.0	3.0	0.2								
0.1250	91.6	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	78.1	6.3	0.1	84.5	6.4	Forêt	1.9	6.4	8.2	3.7	4.5
	Non-forêt	1.8	12.1	0.2	14.1	2.0	Non-forêt	6.3	2.0	8.3	4.0	4.3
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.3	0.0	0.3	0.1	0.2
	Simulé 2008	80.0	18.3	1.7	100			8.4	8.4	16.8	7.8	9.0
	Gain	1.9	6.3	0.3								
0.0250	93.0	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	79.7	4.7	0.1	84.5	4.8	Forêt	2.1	4.8	6.9	4.1	2.7
	Non-forêt	2.0	11.9	0.2	14.1	2.2	Non-forêt	4.7	2.2	6.9	4.4	2.5
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.3	0.0	0.2
	Simulé 2008	81.8	16.6	1.6	100			7.0	7.0	14.0	8.6	5.5
	Gain	2.1	4.7	0.2								
0.0500	93.8	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	80.6	3.9	0.1	84.5	4.0	Forêt	2.1	4.0	6.0	4.2	1.9
	Non-forêt	2.1	11.8	0.2	14.1	2.2	Non-forêt	3.9	2.2	6.1	4.5	1.7
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.0	Plant.	0.2	0.0	0.2	0.0	0.2
	Simulé 2008	82.6	15.7	1.6	100			6.2	6.2	12.4	8.7	3.7
	Gain	2.1	3.9	0.2								
0.1000	88.8	Forêt	Non-forêt	Plant.	Total 2001	Loss		Gain	Loss	Total change	SWAP	Net Change
	Forêt	75.0	9.3	0.2	84.5	9.5	Forêt	1.5	9.5	11.0	3.0	8.0
	Non-forêt	1.5	12.4	0.1	14.1	1.6	Non-forêt	9.3	1.6	11.0	3.2	7.7
	Plant.	0.0	0.0	1.4	1.4	0.1	Plant.	0.3	0.1	0.4	0.1	0.3
	Simulé 2008	76.5	21.8	1.7	100			11.2	11.2	22.3	6.4	16.0
	Gain	1.5	9.3	0.3								

Liste des figures

Figure 1 : Déforestation mondiale accumulée, 1800-2010.	7
Figure 2 : Superficie forestière 2010 par grandes régions terrestres.	8
Figure 3 : Tendances de la superficie forestière des régions du monde, 1990-2010.....	9
Figure 4 : Évolution des exportations totales de produits forestiers,.	13
Figure 5 : Évolution du PIB par habitant au Chili et dans d'autres pays (1980-2003).	13
Figure 6 : Résumé schématique du problème d'étude et la démarche de la thèse.	20
Figure 7 : Forêts tempérées ombrophiles dans le monde.	23
Figure 8 : Royaumes floristiques selon Diels, 1908.....	23
Figure 9 : Encaissement et isolement des forêts tempérées dans le sud de l'Amérique du Sud ...	24
Figure 10 : Séquence des fragmentations de la Pangée.....	25
Figure 11 : Aires de répartition des genres appartenant à l'élément Australasien de la flore des forêts du sud de l'Amérique du Sud.....	26
Figure 12 : L'étendue maximale de la glace continentale au cours du dernier maximum glaciair	27
Figure 13 : Zones phytogéographiques (« vegetacionales ») du Chili.	30
Figure 14 : Distribution et régions de la forêt tempérée humide.....	31
Figure 15 : Régions de végétation du sud de Chili.....	32
Figure 16 : Points chauds de biodiversité dans le monde.....	33
Figure 17 : Le système national d'aires sauvages protégées de l'État (SNASPE).....	34
Figure 18 : La zone d'étude dans la Région de Los Lagos.	35
Figure 19 : Principales macroformes et des régions administratives du Chili	38
Figure 20 : Géologie et relief de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno..	40
Figure 21 : Diagramme ombrothermique de la station Bahía Mansa. Commune San Juan de la Costa.....	41
Figure 22 : Stationnes météorologiques et diagrammes ombrothermiques.....	42
Figure 23 : Schéma des sols de la Cordillera de la Costa de la province d'Osorno.	44
Figure 24 : Capacité d'utilisation agricole des sols. Cordillera de la Costa. R. de Los Lagos.....	45
Figure 25 : Classification des forêts de la province d'Osorno. Région de Los Lagos.	47
Figure 26 : Répartition du Type Forestier Sempervirent.	51
Figure 27 : Profil transversal de la distribution longitudinale et altitudinale du Type Forestier Sempervirent (Los Muermos – Volcan Calbuco 41°20'S).....	51
Figure 28 : Aire de répartition potentielle des forêts d'Alerce (<i>Fitzroya cupressoides</i>).....	54
Figure 29 : L'étendue maximale estimée des glaciers durant la dernière période glaciaire du Pléistocène.....	56
Figure 30 : Répartition de la forêt native par région en 2011 dans la zone centre-sud du Chili. ..	60
Figure 31 : Répartition de la forêt autochtone au Chili en 2011a, selon sa structure.....	61
Figure 32 : Occupation et usage du sol dans la province d'Osorno en 2006.	63
Figure 33 : Repartition spatiale et composition de l'occupation du sol et de la forêt autochtone dans la zone d'étude.	64
Figure 34 : Répartition de l'alerce selon le niveau de dominance	65
Figure 35 : Consommation industrielle du bois au Chili, selon l'espèce.	65
Figure 36 : Composition de la consommation nationale du bois par l'industrie, selon le produit. 66	
Figure 37 : Composition de la valeur des exportations forestières chiliennes selon produit..	66
Figure 38 : Diminution de la forêt native dans la zone lacustre du sud du Chili.	75
Figure 39 : (a) Voies ferroviaires de la province d'Osorno et des provinces voisines.	77

Figure 40 : Perte et dégradation de la forêt et premières plantations forestières, dans la cordillère et précordillère littorale de la Province d’Osorno dans les années 1960.	83
Figure 41 : Evolution de la superficie couverte par plantations forestières d’espèces exotiques au Chili. 1915-2010.	86
Figure 42 : Evolution des exportations forestières nationales.	87
Figure 43 : Superficies (ha) forestières des trois plus grandes entreprises chiliennes dans le contexte de l’Amérique du Sud.	89
Figure 44 : Exportations forestières des entreprises chiliennes en 2008.	90
Figure 45 : Présence des plantations forestières, des installations et des opérations commerciales de l’entreprise CMPC dans le monde, 2011.	91
Figure 46 : Chemins forestiers et plantations d’ <i>Eucalyptus sp.</i> Province d’Osorno. Commune de Purranque.	101
Figure 47 : Superficie forestière de douze communautés indigènes de la cordillère littorale. Province d’Osorno.	111
Figure 48 : Superficie de plans de gestion approuvés par la CONAF pour des propriétés forestières. Province d’Osorno.	112
Figure 49 : Nombre d’exploitations forestières illégales détectées par la CONAF en 2010 et 2011, par région.	113
Figure 50 : La répartition actuelle de <i>Fitzroya cupressoides</i> au Chili.	117
Figure 51 : Superficie de plans de gestion d’exploitation d’Alerce mort approuvés par la CONAF, province d’Osorno.	119
Figure 52 : La consommation nette d’énergie primaire au Chili.	120
Figure 53 : Evolution de la consommation du bois de chauffage d’espèces natives au Chili. Période 1985-2007.	120
Figure 54 : Distribution des secteurs d’exploitation et volume du bois de chauffage exploité.	122
Figure 55 : Distribution des pâturages et des terres agricoles dans la Cordillera de la Costa et environs. Province d’Osorno.	123
Figure 56 : Utilisation des sols et nombre d’animaux de neuf communautés indigènes de la Cordillera de la Costa, province d’Osorno.	124
Figure 57 : La distribution spatiale des composants d’une ferme paysanne typique de la Cordillera de la Costa et produits agricoles et possession des animaux.	125
Figure 58 : Consommation totale par l’industrie forestière de grumes provenant de forêts natives et de monocultures de plantations d’exotiques.	127
Figure 59 : Superficie nationale annuelle boisée et reboisée de plantations forestières, de 1975 à 2012.	128
Figure 60 : Plantations forestières commerciales sur la zone de la cordillère de la Province d’Osorno. 2006.	129
Figure 61 : Incendies sur la Cordillère de la Costa de la province d’Osorno.	133
Figure 62 : Zones brûlées de forêts dans la Cordillère de la Costa (provinces d’Osorno et de Llanquihue).	134
Figure 63 : Pourcentage de la population Mapuche par rapport à la population totale, selon district de recensement. Cordillera de la Costa, provinces de Valdivia, Osorno, Llanquihue et Chiloé.	136
Figure 64 : Territoire Mapuche-Huilliche dans la cordillère littorale continentale, après le Pacte des Canoës (<i>Pacto de las Canoas</i>), 1793.	138

Figure 65 : Formation des grandes propriétés foncières particulières à partir des terres huilliches à la fin du XIX ^{ème} siècle. Commune de San Juan de La Costa	140
Figure 66 : Configuration actuelle de la propriété dans les terres Huilliches. Commune de San Juan de la Costa.	143
Figure 67 : Zone d'influence de l'association Mapu Lahual et distribution des communautés mapuches. Cordillera de La Costa, province d'Osorno.	145
Figure 68 : Le mécanisme de régulation rétroactive.	157
Figure 69 : Le système d'utilisation/occupation du sol dans le contexte du système couplé homme- environnement.	159
Figure 70 : Schéma du système d'occupation du sol dans la cordillère de la prov. d'Osorno.	160
Figure 71 : Carte-modèle du système d'occupation/utilisation du sol dans la Cordillera de la Costa.	161
Figure 72 : La multiplicité de passés et de futurs.	164
Figure 73 : Les trois dimensions pour décrire les modèles de changements terrestres.	166
Figure 74 : Le modèle stochastique et le modèle déterministe.	170
Figure 75 : Changements dans l'occupation/utilisation du sol avec trois états possibles.	171
Figure 76 : Les règles de transition de la Jeu de la Vie de Conway.	175
Figure 77 : Dimensions des automates cellulaires.	176
Figure 78 : Voisinages d'un automate cellulaire.	176
Figure 79 : Réseaux monocouche et multicouche.	180
Figure 80 : Réseau de neurone biologique et artificiel.	180
Figure 81 : Représentation d'un agent en interaction avec son environnement et avec les autres agents.	184
Figure 82 : Procédures de combinaison de critères dans l'évaluation multicritère.	187
Figure 83 : L'aire à modéliser par rapport à la couverture des images de la série des satellites Landsat sur la cordillère littorale d'Osorno.	194
Figure 84 : Courbe typique de la signature spectrale de la végétation saine.	197
Figure 85 : Indice de végétation par différence normalisée (NDVI) de la zone d'étude, pour quatre années : 1976, 1986, 2001 et 2008.	198
Figure 86 : <i>Indice Normalized Burn Ratio</i> (NBR) de la zone d'étude, pour les années 1986, 2001 et 2008.	202
Figure 87 : Compositions colorées RVB à partir des bandes des images Landsat.	204
Figure 88 : Points GPS relevés et secteurs de la cordillère parcourus et observés durant les missions de terrain effectuées pendant les années 2010, 2011 et 2012.	209
Figure 89 : Parcelles d'apprentissage choisies pour la classification supervisée des images de satellite.	210
Figure 90 : Signatures spectrales des parcelles des catégories identifiées dans chaque image satellite.	211
Figure 91 : L'aire effective de la cordillère de la Costa de la province d'Osorno à modéliser. ...	217
Figure 92 : Étendue des catégories d'occupation du sol obtenues de la classification des images satellite.	218
Figure 93 : Estimation de taux de déforestation entre toutes les dates des images de satellite. ...	219
Figure 94 : Estimation de taux de déforestation pour trois périodes 1976-1986, 1986-2001 et 2001-2008 calculés à partir de la classification des images satellites.	220
Figure 95 : Cartographie des transitions des catégories d'occupation du sol entre les dates des images satellites classifiées.	221

Figure 96 : Facteur distance aux voies de communication.	227
Figure 97 : Distribution des superficies selon les rangs de distance aux voies de communication	228
Figure 98 : Facteur distance aux villes.	230
Figure 99 : Distribution des superficies occupées par secteurs sans forêts par rapport à rangs de distance aux villes supérieures à 500 habitants.	232
Figure 100 : Facteur distance aux constructions.	233
Figure 101 : Répartition des superficies par rapport aux rangs de distance aux constructions. ...	234
Figure 102 : Facteurs de distance aux catégories d'occupation du sol.	235
Figure 103 : Facteur altitude.	236
Figure 104 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol par rapport à l'altitude.	237
Figure 105 : Le facteur pente.	238
Figure 106 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol par rapport à la pente.	239
Figure 107 : Le facteur d'orientation du versant.	240
Figure 108 : Cartes et échelles de standardisation de l'aptitude des états d'occupation du sol (2001) par rapport à l'orientation du versant.	241
Figure 109 : Facteur sol : score d'aspects du sol (profondeur, érosion et drainage) et carte d'aptitude des sols pour les plantations.	243
Figure 110 : Cartes d'aptitude par rapport à la catégorie d'occupation du sol, obtenues de l'Évaluation multicritère.	249
Figure 111 : Prédiction de l'occupation du sol vers 2008 conforme CA_MARKOV	251
Figure 112 : Cartes de probabilité de transition à une spécifique catégorie d'occupation des sols, obtenues avec <i>Land Change Modeler</i>	254
Figure 113 : Simulation en 2008 de l'occupation du sol conforme LCM et l'occupation réelle du sol.	256
Figure 114 : Les secteurs du Type Forestier Alerce utilisés pour la modélisation des surfaces Détériorées/Non- détériorées du milieu forestier de l'Alerce.	257
Figure 115 : Evolution des superficies d'alerzales avec végétation détériorée.	258
Figure 116 : Incendies enregistrés par la CONAF entre 1986 et 2010. Cordillère de la Costa de la province d'Osorno.	259
Figure 117 : Cartographie et matrices de transition des catégories Détériorée et non détériorée de la végétation de la zone des alerzales.	260
Figure 118 : Cartes de probabilités de transition potentielle pour 2008 des zones détériorées d'alerzales.	263
Figure 119 : Carte prédiction pour 2008 des zones détériorées d'alerzales. Modèle LCM.	264
Figure 120 : Comparaison des proportions de <i>Total change</i> et de <i>Net change</i> observés et réels.	271
Figure 121 : Nombre de taches (fragments) du paysage observé (2008) et simulé (2008) avec LCM et CA_Markov, par rapport à l'erreur proportionnelle des matrices de probabilités	272
Figure 122 : Taille moyenne des fragments du paysage observé (2008) et simulé (2008).	273
Figure 123 : Cartes d'occupation du sol observé et simulé en 2008 par rapport aux modèles sélectionnés : LCM et CA_Markov.	274
Figure 124 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 – LCM	277
Figure 125 : Comparaison entre les changements réels 2001-2008 avec les changements correctement simulés pour 2008 (Modèle LCM).	278

Figure 126 : Exactitudes et erreurs de la prédiction de changements pour les LUC, entre 2008 réel et 2008 simulé.	278
Figure 127 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 – CA_Markov	279
Figure 128 : Comparaison entre les changements réels 2001-2008 avec les changements correctement simulés pour 2008 (Modèle CA_Markov).....	280
Figure 129 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour les catégories d'occupation du sol, entre 2008 réel et 2008 simulé – CA-Markov.	281
Figure 130 : Erreurs et exactitudes dans la prédiction 2008 de la catégorie Non-forêt (CA-Markov et LCM) comparées au paysage observé 2008	283
Figure 131 : Comparaison entre le LUCC-budget réel (2001-2008) et le LUCC-budget simulé (2001 réel – 2008 simulé).....	286
Figure 132 : Nombre de fragments et taille moyenne de patches du paysage observé (2008) et simulé (2008) pour les catégories Détériorée et Non-détériorée.	286
Figure 133 : Exactitudes et erreurs de la prédiction pour 2008 des catégories Détériorée et Non-détériorée.	288
Figure 134 : Exactitudes et erreurs pour les changements des catégories, pour la transition 2001-2008 réelle et 2001-2008 simulée.....	289
Figure 135 : Carte d'exactitudes et erreurs pour les changements des catégories Détériorée (N) et Non-détériorée (ND), entre 2001-2008 réel et 2001-2008 simulé.	290
Figure 136 : Nombre de licences industrielles autorisées par la municipalité d'Osorno par semestre (2009-2013)	296
Figure 137 : Evolution des prix des ressources énergétiques au Chili. 1999-2009.....	298
Figure 138 : Courbes de déforestation dans un scénario tendanciel à l'horizon de 2040. Différents modèles LCM et CA_Markov par rapport aux dates de la période d'apprentissage.	299
Figure 139 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déboisées pour 2040.	301
Figure 140 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déboisées pour 2040.	303
Figure 141 : Déclaration de la ville d'Osorno comme zone saturée par la pollution.	307
Figure 142 : Article sur le fond de subvention de la nouvelle loi forestière.	308
Figure 143 : Annonce du gouvernement d'une nouvelle politique de régularisation des terres indigènes.....	310
Figure 144 : Article sur la restitution des terres autochtones dans la région de Los Lagos	310
Figure 145 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déforestées pour 2040.	314
Figure 146 : Zones avec forêt native en 2008 et prédites comme déforestées pour le scénario 2 vers l'horizon 2040, simulées par quatre modèles.	316
Figure 147 : Evolution de plantations forestières de monocultures appartenant à de petits paysans réparties le long de la route U-40 dans la commune de San Juan de La Costa, en 1986 et 2008.	318
Figure 148 : Courbes et superficies de plantations dans un scénario à l'horizon de 2040. Différents modèles LCM et CA_Markov par rapport aux dates de la base d'apprentissage.	321
Figure 149 : Zones avec changements et constances des plantations entre ce qui a été observé en 2008 et la simulation du scénario 3 à l'horizon 2040 effectuée à partir de quatre modèles.....	323
Figure 150 : Zones avec changements et constances des plantations entre ce qui a été observé en 2008 et la simulation du scénario 3 à l'horizon 2040. Intersection des simulations de quatre modèles.....	325
Figure 151 : Nouvelle sur l'extraction illégale d'alerce en 2004 dans la Cordillère de La Costa, communes de Fresia et Purránque.	328

Figure 152 : Plans de gestion approuvés pour l'extraction du bois d'Alerce mort, accordés entre Janvier 2011 et Mars 2012	329
Figure 153 : Simulation du Scénario 4 : Hectares simulées de la couverture végétale détériorée pour l'horizon de 2040 (Modèle LCM, base d'apprentissage 1986-2001).	330
Figure 154 : Simulation du Scénario 4, de détérioration progressive d'alerzaes (Modèle LCM - Base d'apprentissage 1986-2001).....	332
Figure 155 : Simulation de Scénario 5 : Hectares simulées de la couverture végétale détériorée pour l'horizon de 2040 (Modèle LCM, base d'apprentissage 2001-2008).	336
Figure 156 : Simulation du Scénario 4, de détérioration progressive d'alerzaes (Modèle LCM - Base d'apprentissage 2001-2008).....	338

Liste des tableaux

Tableau 1 : Part du secteur forestier dans le PIB national et dans les exportations chiliennes en 1973, 1996 et 2000.	59
Tableau 2 : Catégories de la classification de la forêt native d'INFOR 1990 et CONAF 1997. ...	70
Tableau 3 : Changement des superficies forestières.	70
Tableau 4 : Diminution du rendement du blé dans huit localités érodées du centre-sud du Chili, au cours des premières décennies du XXe siècle.	80
Tableau 5 : Diminution de la surface de forêt native par substitution des plantations. 1985 - 1994.	130
Tableau 6 : Diminution de la forêt native. Chili. 1985-1994.	130
Tableau 7 : Diminution de la forêt native à cause de la substitution par plantations, selon les régions. 1985-1994.	130
Tableau 8 : Acteurs institutionnels de la Région de Los Lagos ayant une incidence sur la forêt.	148
Tableau 9 : Exemple de matrice de comparaison binaire utilisée au sein de la méthode analytique hiérarchique de Saaty (1977).	188
Tableau 10 : Échelle de préférence utilisée au sein de la méthode analytique hiérarchique de Saaty (1977).	189
Tableau 11 : Dates et capteurs des images satellite utilisées pour identifier la déforestation et la détérioration des <i>alerzales</i>	195
Tableau 12 : Canaux des images des capteurs <i>Thematic Mapper</i> et <i>Multispectral Scanner</i>	196
Tableau 13 : Résumé des données spatialisées utilisées pour l'identification et la classification de l'occupation du sol.	206
Tableau 14 : Catégories d'occupation du sol identifiées à partir de la classification supervisée pour la zone d'étude.	207
Tableau 15 : Matrice de confusion de la classification supervisée des images de satellite de la série Landsat.	213
Tableau 16 : Estimation de la variation de la superficie annuelle des catégories d'occupation du sol entre les dates des images de satellite classifiées.	218
Tableau 17 : Matrices de transition des catégories d'occupation entre les dates des images satellites classifiées.	221
Tableau 18 : Matrices markoviennes de probabilité de transition de 2001 à 2008.	224
Tableau 19 : Test de Cramer (V) entre les variables d'environnement et la transition des états d'occupation du sol 2001→2008.	226
Tableau 20 : Intervalle de confiance α de l'écart entre distribution observée et distribution théorique.	235
Tableau 21 : Aptitude de la profondeur et du drainage de sols pour plantations forestières.	242
Tableau 22 : EMC. Facteurs pour Forêt.	244
Tableau 23 : EMC. Facteurs pour Non-forêt.	245
Tableau 24 : EMC. Facteurs pour Plantation.	246
Tableau 25 : Pondération de facteurs pour les objectifs.	247
Tableau 26 : Poids des facteurs pour Plantation avec matrice de Saaty et coefficients de Cramer.	248
Tableau 27 : Prérequis ou conditions utilisées dans l'application du module CA_Markov pour la prédiction de l'occupation du sol en 2008.	250

Tableau 28 : Variables et sous-modèles de transition des catégories d'occupation du sol de <i>Land Change Modeler</i>	252
Tableau 29 : Indices et coefficients utilisés dans la configuration de LCM de l'occupation du sol de l'aire d'étude.....	255
Tableau 30 : Sous-modèles LCM de zones Détériorées/Non-détériorées et variables d'environnements testées avec Cramer (V).....	261
Tableau 31 : Précisions de la configuration du modèle LCM de la détérioration des alerzales.	262
Tableau 32 : Matrice markovienne de probabilité de transition entre les catégories Détériorée et Non-détériorée des alerzales.....	264
Tableau 33 : Exactitude en quantité entre observé 2008 et simulé 2008 calculé pour les modèles LCM.	266
Tableau 34 : Exactitude <i>pixel by pixel</i> (%) des surfaces simulées pour 2008 et observées pour 2008, calculées par LCM.....	267
Tableau 35 : Matrice générale pour la comparaison de deux cartes de différents points dans le temps.	268
Tableau 36 : Matrice LUCC entre couvertures observées en 2001 et 2008.....	269
Tableau 37 : LUCC-budget réel entre 2001 et 2008	270
Tableau 38 : Comparaison de changements et persistances correctement simulés pour 2008 par les modèles LCM et CA_Markov.....	282
Tableau 39 : Comparaison des exactitudes et des erreurs avec les modélisations de Nicolas Maestripiéri (2012).....	284
Tableau 40 : Exactitude en quantité (%) entre la carte observée en 2008 et simulée pour 2008	284
Tableau 41 : Exactitude <i>pixel by pixel</i> (%) des surfaces Détériorées/Non-détériorées observées en 2008 et simulées pour 2008.....	285
Tableau 42 : Comparaison des changements du paysage (%) entre 2001-2008 (observé) et 2001 (observé) -2008 (simulé avec LCM).	285
Tableau 43 : Projection des statistiques de l'état civil.....	296
Tableau 44 : Comparaison de la superficie réelle en 2008 et superficies de forêt native simulées dans un scénario tendanciel à l'horizon de 2040 (en hectares). Modèles LCM et CA_Markov, par rapport aux dates de la base d'apprentissage.....	300
Tableau 45 : Taux de déforestation observés pour différentes dates et simulés pour 2040	300
Tableau 46 : Périmètre des taches de Non-forêt en 2008 qui touchent les polygones qui sont passés de Forêt à Non-forêt de 2008 à 2040. Selon le modèle LCM-1986+2001 (Figure 139A).302	302
Tableau 47 : Matrices markoviennes de surfaces de transition originales et matrices corrigées pour la simulation du Scénario 2, par rapport aux quatre modèles.	312
Tableau 48 : Comparaison de la superficie réelle en 2008 et superficies de forêt native simulées dans un Scénario 2 à l'horizon de 2040.....	313
Tableau 49 : Taux de déforestation observés et simulés pour le Scénario 1 (tendanciel) et le Scénario 2 (conservateur).....	313
Tableau 50 : Scénario de détérioration progressive d'alerzales de la zone d'étude : Hectares de changements et persistances vers l'horizon 2040, comparés par rapport à d'autres transitions observées	331
Tableau 51 : Scénario 4 : Hectares de changements et persistances entre 2008 et l'horizon 2040 comparés selon alerzales.	333
Tableau 52 : Scénario 5 : Hectares de changements et persistances entre 2008 et l'horizon 2040 comparés selon alerzales.	337

Liste des photos

Photo 1 : Secteur de cordillère – <i>Cordillera Pelada</i> – dans la commune de Purránque..	36
Photo 2 : Secteur de collines de précordillère sur la limite nord de la zone d'étude (fleuve Bueno). Photo prise vers l'Ouest..	37
Photo 3 : Forêt littorale d'Olivillo. Cord. de la Costa de la Provincia d'Osorno..	48
Photo 4 : Forêt avec présence de Luma et Melí. Cord. de la Costa de la Provincia d'Osorno.....	49
Photo 5 : Des fougères après un incendie de forêts. Cord. de la Costa de la Prov. d'Osorno.....	50
Photo 6 : Forêt d'Alerce en régénération. Commune de Río Negro. Cord. de la Costa. Prov. d'Osorno.....	52
Photo 7 : Forêt d'Alerce brûlée avec régénération de <i>Tepualia stipularis</i> , <i>Fitzroya cupressoides</i> , <i>Nothofagus betuloides</i> et <i>Drimys winteri</i> , <i>Chusquea sp.</i> , et <i>Embothrium coccineum</i> ..	55
Photo 8 : Paysage du sud du Chili dévasté par les effets du feu, au début du XXème siècle.	79
Photo 9 : Séquence de la pratique d'élaboration de tuiles d'Alerce. Commune de San Juan de la Costa, province d'Osorno, secteur Panguimapu.....	115
Photo 10 : Transports de tuiles d'Alerce. Cordillera de la Costa, Province de Llanquihue.	118
Photo 11 : Typique amoncellement de bois de chauffage pour la vente sur les chemins de la Cordillera de la Costa dans la province d'Osorno.	121
Photo 12 : Des espaces caractéristiques de la forêt ouverts par l'homme et couverts par des prairies pour le pâturage.	126
Photo 13 : Plantations forestières dans la province d'Osorno. Secteur de la rivière Contaco. Commune de San Juan de la Costa (2010). Le patch vert foncé dans la vallée correspond à une plantation de <i>Pinus radiata</i>	131
Photo 14 : Secteurs d'alerzales avec végétation dégradée par feu o par exploitation, observés dans terrain.....	199
Photo 15 : Secteurs d'alerzales avec végétation dégradée par feu o par exploitation, observés dans terrain.....	200
Photo 16 : Marché couvert de Rahue, Osorno	295
Photo 17 : Publicité pour la vente du bois de chauffage certifié d'un commerçant de la ville de Valdivia, Région de Los Ríos, Chili.....	306

Table des matières

Introduction.....	6
Esquisse de la situation des forêts en l'Amérique du Sud.....	7
La forêt du sud du Chili	9
Problématique de recherche	12
Un nouveau regard sur l'environnement et la forêt	12
Le décollage économique du Chili	12
Ce que les chiffres révèlent sur la superficie forestière.....	14
La forêt des espaces du sud du pays	15
Singularité de l'écosystème de la cordillère littorale du sud du Chili	17
 Partie 1 	
La forêt tempérée du sud continental chilien : contexte et zone d'étude	
Chapitre 1. L'emplacement de la Forêt Tempérée du Chili	22
1.1 Vers une lecture biogéographique des forêts tempérées au sud de Chili.....	22
1.2 La répartition et classification de la forêt tempérée au Chili	28
1.3 La protection des forêts : point chaud, et aires et especes à conserver	33
Chapitre 2. La cordillère littorale de la province d'Osorno et caractéristiques écologiques de la zone d'étude.....	35
2.1 La zone d'étude : La Cordillera de la Costa de la province d'Osorno.....	35
2.2 La cordillère littorale de la province d'Osorno : un aperçu de leurs caractéristiques écologiques	37
2.2.1 Le relief et le substrat rocheux sous la forêt	37
2.2.2 Des températures douces et de fortes précipitations	40
2.2.3 Les sols d'aptitude forestière	43
2.2.4 La forêt naturelle de la cordillère d'Osorno : les latifoliées sempervirentes et le conifère millénaire	45
La Forêt Laurifoliée de Valdivia	47
La Forêt Sempervirente avec de Conifères de la Cordillère Pelada : l'Alerce.....	52
2.3. La Cordillère littorale du sud: un refuge biogéographique	55
Chapitre 3. La répartition de la ressource forestière dans le sud du Chili et dans la zone d'étude.....	58
3.1. L'importance du secteur forestier dans le pays	58
3.2. La répartition des forêts au Chili en chiffres	59
3.3. La superficie officielle des forêts dans la province d'Osorno	62
3.3.1 La superficie officielle des forêts dans la zone d'étude de la Cordillère de La Costa d'Osorno (<i>Cordillera Pelada</i>)	63

3.4.	L'utilisation et le destin des principaux produits forestiers : la cellulose, le sciage et les copeaux.....	65
------	---	----

Partie 2

La forêt du sud du Chili : processus, formes et agents de détérioration

Chapitre 4.	Les processus et les acteurs responsables du déclin de la forêt dans le sud du Chili	69
4.1	La surface de la forêt nationale: les chiffres d'hier et d'aujourd'hui.....	69
4.2	Période pré- hispanique : quelques clairières dans la forêt.....	71
4.2.1	Monte Verde	71
4.2.2	Les Mapuches et la forêt.....	72
4.3	L'étape préindustrielle : des espaces agricoles et la dégradation	73
4.3.1	Les espaces de la conquête	73
4.3.2	La république et la colonisation allemande : le feu et l'expansion agricole	74
4.3.3	L'arrivée du train dans la Région de Los Lagos : la coupe à blanc et les premières scieries	76
4.3.4	Le début du XXe siècle : le sciage et le « floreo »	78
4.4	L'étape industrielle : de l'utilisation inconsidérée de la ressource forestière vers un modèle économique de substitution aux importations.....	78
4.4.1	La crise économique et environnementale.....	78
4.4.2	Loi des forêts de 1931 : une incitation à l'introduction de plantations	80
4.4.3	L'Industrialisation par substitution aux importations.....	80
4.4.4	Pratiques des descendants de colons et l'arrive de plantations.....	82
4.4.5	L'Unité Populaire : planification et naissance des instituons forestières actuelles	84
4.5	L'étape exportatrice : néolibéralisme économique et l'essor des plantations forestières.....	85
4.5.1	La promotion des plantations forestières : Le décret 701	85
4.5.2	Les entreprises du modèle exportateur	87
Chapitre 5.	Formes de détérioration de la forêt : déforestation et dégradation	92
5.1	Le changement de l'utilisation/occupation du sol	92
5.1.1	La science des changements d'utilisation et d'occupation du sol.....	93
5.2	Le LUCC et la détérioration des forêts	94
5.2.1	La détérioration des forêts : déforestation et dégradation.....	95
5.2.2	L'analyse de la déforestation actuelle au Chili : L'état des recherches	98
5.3	Conséquences de la déforestation et dégradation des forêts	99
5.3.1	La détérioration des forêts et sa place dans les systèmes écologiques	99
5.3.2	La substitution : les monocultures de plantations forestières	99

5.3.3	Effets socio-économiques de la détérioration	101
Chapitre 6.	Causes du changement de l'occupation/utilisation du sol et de la détérioration des forêts	103
6.1	Visions et des approches de la déforestation	103
6.1.1	La vision démographique	103
6.1.2	La vision économique.....	105
6.1.3	Modèles explicatifs de la déforestation : causes directes et indirectes	107
6.2	Principaux facteurs actuels de la détérioration des forêts dans la Cordillera de la Costa.	108
6.2.1	L'exploitation de la forêt naturelle : un facteur direct de détérioration.....	110
6.2.2	L'Alerce un patrimoine en détérioration	113
6.2.3	Bois de chauffage	119
6.2.4	Les activités agricoles et d'élevage	123
6.2.5	Les plantations forestières	127
6.2.6	Les incendies	132
6.3	Les acteurs directs et l'appropriation du milieu forestier de la cordillère littorale... ..	134
6.3.1	La population Mapuche	135
6.3.2	Bref portrait du processus d'appropriation des terres Huilliches de la cordillère	137
6.3.3	Association indigène Mapu Lahual	144
6.3.4	Les principales institutions publiques régionales liées à la forêt	145

Partie 3

La modélisation : données, méthodes et concepts

Chapitre 7.	La modélisation de l'occupation et de l'usage du sol.....	151
7.1	La modélisation dans la géographie.....	151
7.2	Le modèle et la modélisation	152
7.3	Le système à modéliser : l'approche systémique de la dynamique d'occupation/utilisation du sol.....	154
7.3.1	L'environnement forestier comme système complexe	154
7.3.2	Les changements d'utilisation/occupation du sol dans le cadre d'un système homme-environnement	158
7.4	Les modèles de simulation prospective d'occupation du sol	161
7.5	Des modèles déterministes aux stochastiques	168
7.6	Intelligence artificielle (IA)	173
7.6.1	Automate cellulaire (AC)	174
7.6.2	Réseau de neurones artificiels (RNA)	178
7.6.3	Les Systèmes Multi-Agents (SMA).....	183

7.7	L'évaluation multicritère et multiobjectif.....	186
Chapitre 8.	Méthodes et données pour l'identification des usages du sol	190
8.1	Géomatique pour la modélisation spatio-temporelle	190
8.2	La télédétection comme source d'information du LUCC.....	193
8.2.1	Capteurs des images satellites employées	194
8.2.2	De la spécificité spectrale aux indices de la végétation.....	196
8.3	Sous-produits et traitements pour l'identification de la déforestation	202
8.3.1	Compositions colorées pour l'observation visuelle de la végétation.....	203
8.3.2	Sources complémentaires d'information pour la classification des images de satellite.....	205
8.3.3	Classification des catégories d'occupation du sol : forêt, non-forêt et plantations ..	206
8.3.4	Classification des plantations exotiques commerciales	214

Partie 4

La modélisation de la forêt : mise en œuvre, calibration et scénarios d'avenir

Chapitre 9.	Dynamique et modélisation de l'occupation du sol de la cordillère de la Costa de la province d'Osorno	216
9.1	Calibration	216
9.2	La modélisation de la déforestation dans la cordillère de la Costa de la Province d'Osorno	217
9.2.1	Les changements observés sur la forêt de l'aire d'étude	217
9.2.2	Le modèle géomatique : Évaluation multicritère et multi objectif intégrées avec de chaînes de Markov et automate cellulaires	222
9.2.3	Le modèle Perceptron multicouche : Land Change Modeler (LCM).....	251
9.3	La modélisation de la végétation du milieu de l'Alerce	256
9.3.1	Les changements observés sur la végétation des alerzales	257
Chapitre 10.	Validations des modèles et scénarios prospectifs.....	265
10.1	Validations des modèles de déforestation : LCM et CA_Markov.....	265
10.1.1	Validation par la quantité.....	265
10.1.2	Validation <i>pixel by pixel</i>	266
10.1.3	Changements et échanges : analyse des résidus (LUCC-budgets)	267
10.1.4	Validation par analyse spatiale de <i>patterns</i>	271
10.1.5	Le choix des modèles.....	273
10.1.6	Représentation des erreurs/exactitudes des modèles LCM et CA_Markov.....	281
10.2	Validations du modèle de détérioration des alerzales : LCM.....	284
10.2.1	Validation par quantité et <i>pixel by pixel</i>	284
10.2.2	Changements et échanges : analyse des résidus (LUCC-budgets)	285

10.2.3 Validation par analyse spatiale de <i>patterns</i>	286
10.2.4 Budgétisation des erreurs et simulations correctes de LUCC des modèles sélectionnés	287
10.2.5 Synthèse des erreurs/exactitudes du modèle LCM	290
Chapitre 11. Des scenarios possibles	292
11.1 Construction des scénarios de déforestation	293
11.1.1 Scénario 1. La tendance observée se poursuit	295
11.1.2 Escenario 2. Tendance corrigée : la déforestation est décélérée.....	304
11.2 Scénario des plantations forestières	317
11.2.1 Scénario 3. L'étendue des plantations forestières	317
11.3 Scénarios de la détérioration des alerzales	325
11.3.1 Scénario 4. La végétation des alerzales continue à se détériorer progressivement selon ce qui a été observé entre 1986 et 2001	326
11.3.2 Scénario 5. Récupération d'alerzales ? Augmentation de la superficie Non-détériorée des alerzales	335
11.4 Conclusion des scénarios possibles	339
Conclusions genereles.....	343
Bibliographie.....	348
Annexes.....	371
Liste des figures.....	391
Liste des tableaux.....	397
Liste des photos.....	399

Résumé

Globalement, il est coutume de dire que la déforestation est alarmante, qu'elle se produit la plupart du temps aux endroits où vivent des personnes pauvres, dont une grande partie est indigène ; on dit aussi que l'évolution de la détérioration de l'environnement, telle que la déforestation, commence à s'inverser après avoir atteint un certain niveau de revenu par habitant ou un accroissement du niveau d'urbanisation ou d'autres indices de développement économique national. Le Chili a clairement enregistré depuis les années quatre-vingt, une forte croissance économique et l'essor du secteur forestier, en se détachant ainsi des pays de l'Amérique latine. Ici on soutient qu'il y a des espaces d'une grande importance écologique où les processus de détérioration deviennent non observables au niveau national et le développement économique n'a pas eu un impact significatif pour arrêter la détérioration et pour conduire à un développement durable. On étudie une superficie de 192 mille ha située dans la Cordillère de la Costa au sud du Chili (41°15'S - 41°00'S), habitée par l'ethnie Mapuche-Huilliche dans une relation étroite avec les ressources naturelles. Là, il y a encore des précieuses forêts tempérées humides, un écosystème qui a une haute priorité de conservation au plan mondial et bien sûr pour le Chili. Mais, il est constaté, un processus continu de transformation productive de la forêt, directement liée à l'extraction de bois de chauffe pour satisfaire la demande des villes voisines, l'élevage extensif, la perturbation de l'habitat du longévif conifère fortement surexploité, l'Alerce, *Fitzroya cupressoides*, et le déploiement des plantations forestières industrielles. Sur la base d'une classification multi-temporelle d'images satellite, une modélisation spatio-temporelle a été mise en œuvre pour étudier, comprendre et anticiper la dynamique de la détérioration de la forêt : A-t-on diminué ou stabilisé la déforestation dans ces espaces ? Quelle sera la tendance autour de la dynamique de ces forêts si elle est projetée dans le futur à partir des comportements observés ? L'analyse rétrospective de la déforestation révèle qu'entre 1976 et 2008, la forêt autochtone a été réduite de 12 400 ha, soit un taux de déforestation 0,25% par an. Pour la déforestation, 20 modèles sont calibrés, 4 d'entre eux sont sélectionnés pour construire des scénarios tendanciels exploratoires. La simulation prévoit que la diminution de superficie de forêt entre 2008 et 2040 pourrait atteindre 13 000 ha. La perte est concentrée près des habitations, autour des voies principales et en s'étendant vers l'amont en contiguïté aux zones déjà déboisées. Les résultats montrent des zones spécifiques très sensibles à devenir déforestées au futur, que celles-ci apparaissent même dans des scénarios favorables. Les zones avec récupération, pour l'avenir ont tendance à être situées loin des lieux habités et sur les terrains plus élevés. Deux autres modèles mis en œuvre cherchent à simuler l'évolution de la qualité de l'habitat de *F. cupressoides*, à l'aide d'une simple classification de l'indice NDVI. L'analyse des scénarios prévoit une augmentation de la surface détériorée ; l'extrapolation à partir de la période d'apprentissage 2001-2008 pendant laquelle la plus grande part de terres indigènes a été légalisée, par rapport à la période précédente à 2001, prédit une augmentation plus significative de la surface détériorée dans les secteurs exploités par les communautés autochtones. Face à cela, il est souligné la nécessité d'aborder la gestion de la forêt depuis une perspective plus systémique qui implique dans la prise décisions, les interactions entre les dimensions écologiques, sociales et culturelles, et au même niveau la participation de toutes les parties prenantes, en particulier qui sont en contact direct avec la forêt. Cette étude, appuyée sur un approche qui cherche à comprendre les changements d'utilisation et d'occupation du sol (LUCC) comme un système couplé humain – environnement, en plus d'apporter un background intéressant, de nouvelles informations et connaissances pour la gestion territorial des forêts chiliennes d'une manière très peu observée précédemment, elle fournit aux acteurs liés à la forêt, un outil pour amplifier la gestion territoriale des systèmes environnementaux complexes toujours non incorporée dans le planification territoriale ou dans la génération de politiques publiques du pays. Enfin, la thèse met également d'intéressantes comparaisons entre modèles qui diffèrent par rapport à l'approche modélisatrice et aux paramètres de calibration.

Resumen

Globalmente es habitual hablar de que la deforestación es alarmante, que se produce la mayoría de las veces en lugares donde vive población pobre, de la cual una gran parte es indígena. Se dice también que la evolución de la deterioración del medioambiente, como es la deforestación, comienza a invertirse después de alcanzar un óptimo nivel de ingreso per cápita, o de urbanización o de otros índices de desarrollo económico nacional. Chile desde los años ochenta ha registrado claros signos de un fuerte crecimiento económico y de un auge del sector forestal, destacándose entre los países de Latinoamérica. Sin embargo, aquí se sostiene que existen espacios de una gran importancia ecológica donde los procesos de deterioración no son observables a escala nacional y en donde el desarrollo económico no ha tenido un impacto significativo para detener la dinámica de deterioración y para dirigirse hacia un desarrollo sustentable. Se estudia un área de 192.000 hectáreas localizadas en la Cordillera de la Costa en el sur de Chile (41°15'S - 41°00'S), habitada por habitantes de origen Mapuche-Huilliche, quienes mantienen una relación directa con los recursos naturales. Se trata de una zona, donde todavía existen valiosos bosques húmedos templados, un ecosistema que a nivel mundial, tiene una prioridad alta de conservación, y por supuesto también para Chile. Pero, se observa para el área de estudio, un proceso continuo de transformación productiva del bosque, directamente relacionado con la extracción de leña del bosque laurifolio para satisfacer la demanda de las ciudades vecinas, la ganadería extensiva, la perturbación del hábitat de la longeva y fuertemente sobreexplotada conífera, Alerce, *Fitzroya cupressoides*, y la expansión de las plantaciones forestales industriales. Sobre la base de una clasificación multitemporal de imágenes de satélite, se realizó una modelización espacio-temporal para estudiar, comprender y predecir la dinámica del deterioro de los bosques: ¿La deforestación se ha estabilizado o ha retrocedido en estos espacios? ¿Cuál será la tendencia en torno a la dinámica de estos bosques si se proyecta hacia el futuro basándose en el comportamiento observado? El análisis retrospectivo revela que entre 1976 y 2008, el bosque nativo se ha reducido en 12.400 ha, equivalente a una tasa de deforestación de 0.25% anual. Para la modelización de la deforestación, se calibran 20 modelos, 4 de ellos son seleccionados para construir escenarios tendenciales exploratorios. La extrapolación prevé que la disminución de la superficie forestal nativa entre 2008 y 2040 podría alcanzar las 13.000 ha. La pérdida se concentra cerca de las viviendas, alrededor de los caminos principales y se extiende aguas arriba en contigüidad a sectores ya deforestados. Los resultados muestran específicos sectores susceptibles de ser deforestados a futuro, sectores que aparecen incluso en escenarios favorables. Las áreas con recuperación para el futuro tienden a situarse lejos de lugares habitados y en los terrenos de mayor altitud. Otros dos modelos implementados, tratan de simular la evolución de la calidad del hábitat de *F. cupressoides*, utilizando una simple clasificación del NDVI. El análisis de escenarios exhibe un aumento en la superficie deteriorada; extrapolando a partir del período de aprendizaje 2001-2008, durante el cual se restituyó y legalizó un mayor número de tierras indígenas, en comparación con el período anterior a 2001, se predice un aumento de la superficie deteriorada en las áreas operadas por comunidades indígenas. Frente a esto, se hace hincapié en la necesidad de abordar la gestión de los bosques desde una perspectiva más sistémica, que en la toma de decisiones se involucren las interacciones entre las dimensiones ecológicas, sociales y culturales, y en donde participen todos los actores interesados en el territorio, sobre todo aquellos que están en contacto más directo y permanente con el bosque. Este estudio, sobre la base de un enfoque que busca comprender los cambios de uso y cobertura del suelo (LUCC) como un sistema acoplado humano - medio ambiente, además de aportar una base interesante de nueva información y conocimiento para la gestión territorial de los bosques chilenos de una manera muy poco practicada anteriormente, proporciona y difunde a los actores involucrados con el bosque, una herramienta interdisciplinar que contribuye a amplificar la gestión territorial de sistemas ambientales complejos, herramientas que todavía no constituyen parte de los procesos de planificación territorial o de generación de políticas públicas. Por último, la tesis también hace comparaciones interesantes entre los modelos desarrollados, que difieren respecto al enfoque de modelamiento y a parámetros de calibración.

RESUME

Globalement, il est coutume de dire que la déforestation est alarmante, qu'elle se produit la plupart du temps aux endroits où vivent des personnes pauvres, dont une grande partie est indigène ; on dit aussi que l'évolution de la détérioration de l'environnement, telle que la déforestation, commence à s'inverser après avoir atteint un certain niveau de revenu par habitant ou un accroissement du niveau d'urbanisation ou d'autres indices de développement économique national. Le Chili a clairement enregistré depuis les années quatre-vingt, une forte croissance économique et l'essor du secteur forestier, en se détachant ainsi des pays de l'Amérique latine. Ici on soutient qu'il y a des espaces d'une grande importance écologique où les processus de détérioration deviennent non observables au niveau national et le développement économique n'a pas eu un impact significatif pour arrêter la détérioration et pour conduire à un développement durable. On étudie une superficie de 192 mille ha située dans la Cordillère de la Costa au sud du Chili (41°15'S - 41°00'S), habitée par l'ethnie Mapuche-Huilliche dans une relation étroite avec les ressources naturelles. Là, il y a encore des précieuses forêts tempérées humides, un écosystème qui a une haute priorité de conservation au plan mondial et bien sûr pour le Chili. Mais, il est constaté, un processus continu de transformation productive de la forêt, directement liée à l'extraction de bois de chauffe pour satisfaire la demande des villes voisines, l'élevage extensif, la perturbation de l'habitat du longévif conifère fortement surexploité, l'Alerce, *Fitzroya cupressoides*, et le déploiement des plantations forestières industrielles. Sur la base d'une classification multi-temporelle d'images satellite, une modélisation spatio-temporelle a été mise en œuvre pour étudier, comprendre et anticiper la dynamique de la détérioration de la forêt : A-t-on diminué ou stabilisé la déforestation dans ces espaces ? Quelle sera la tendance autour de la dynamique de ces forêts si elle est projetée dans le futur à partir des comportements observés ? L'analyse rétrospective de la déforestation révèle qu'entre 1976 et 2008, la forêt autochtone a été réduite de 12 400 ha, soit un taux de déforestation 0,25% par an. Pour la déforestation, 20 modèles sont calibrés, 4 d'entre eux sont sélectionnés pour construire des scénarios tendanciels exploratoires. La simulation prévoit que la diminution de superficie de forêt entre 2008 et 2040 pourrait atteindre 13 000 ha. La perte est concentrée près des habitations, autour des voies principales et en s'étendant vers l'amont en contiguïté aux zones déjà déboisées. Les résultats montrent des zones spécifiques très sensibles à devenir déboisées au futur, que celles-ci apparaissent même dans des scénarios favorables. Les zones avec récupération, pour l'avenir ont tendance à être situées loin des lieux habités et sur les terrains plus élevés. Deux autres modèles mis en œuvre cherchent à simuler l'évolution de la qualité de l'habitat de *F. cupressoides*, à l'aide d'une simple classification de l'indice NDVI. L'analyse des scénarios prévoit une augmentation de la surface détériorée ; l'extrapolation à partir de la période d'apprentissage 2001-2008 pendant laquelle la plus grande part de terres indigènes a été légalisée, par rapport à la période précédente à 2001, prédit une augmentation plus significative de la surface détériorée dans les secteurs exploités par les communautés autochtones. Face à cela, il est souligné la nécessité d'aborder la gestion de la forêt depuis une perspective plus systémique qui implique dans la prise de décisions, les interactions entre les dimensions écologiques, sociales et culturelles, et au même niveau la participation de toutes les parties prenantes, en particulier qui sont en contact direct avec la forêt. Cette étude, appuyée sur une approche qui cherche à comprendre les changements d'utilisation et d'occupation du sol (LUCC) comme un système couplé humain – environnement, en plus d'apporter un background intéressant, de nouvelles informations et connaissances pour la gestion territoriale des forêts chiliennes d'une manière très peu observée précédemment, elle fournit aux acteurs liés à la forêt, un outil pour amplifier la gestion territoriale des systèmes environnementaux complexes toujours non incorporée dans le planification territoriale ou dans la génération de politiques publiques du pays. Enfin, la thèse met également d'intéressantes comparaisons entre modèles qui diffèrent par rapport à l'approche modélisatrice et aux paramètres de calibration.

MOTS-CLES : Chili, déforestation, changement d'occupation et d'utilisation du sol, modélisation spatiale, système complexe, prospective, scénarios.
